

RESIPIENTPÅVIRKNING FRA FISKEOPPDRETT I SALTVANN
(THE ENVIRONMENTAL EFFECTS OF SEA WATER FISH FARMS)

AV

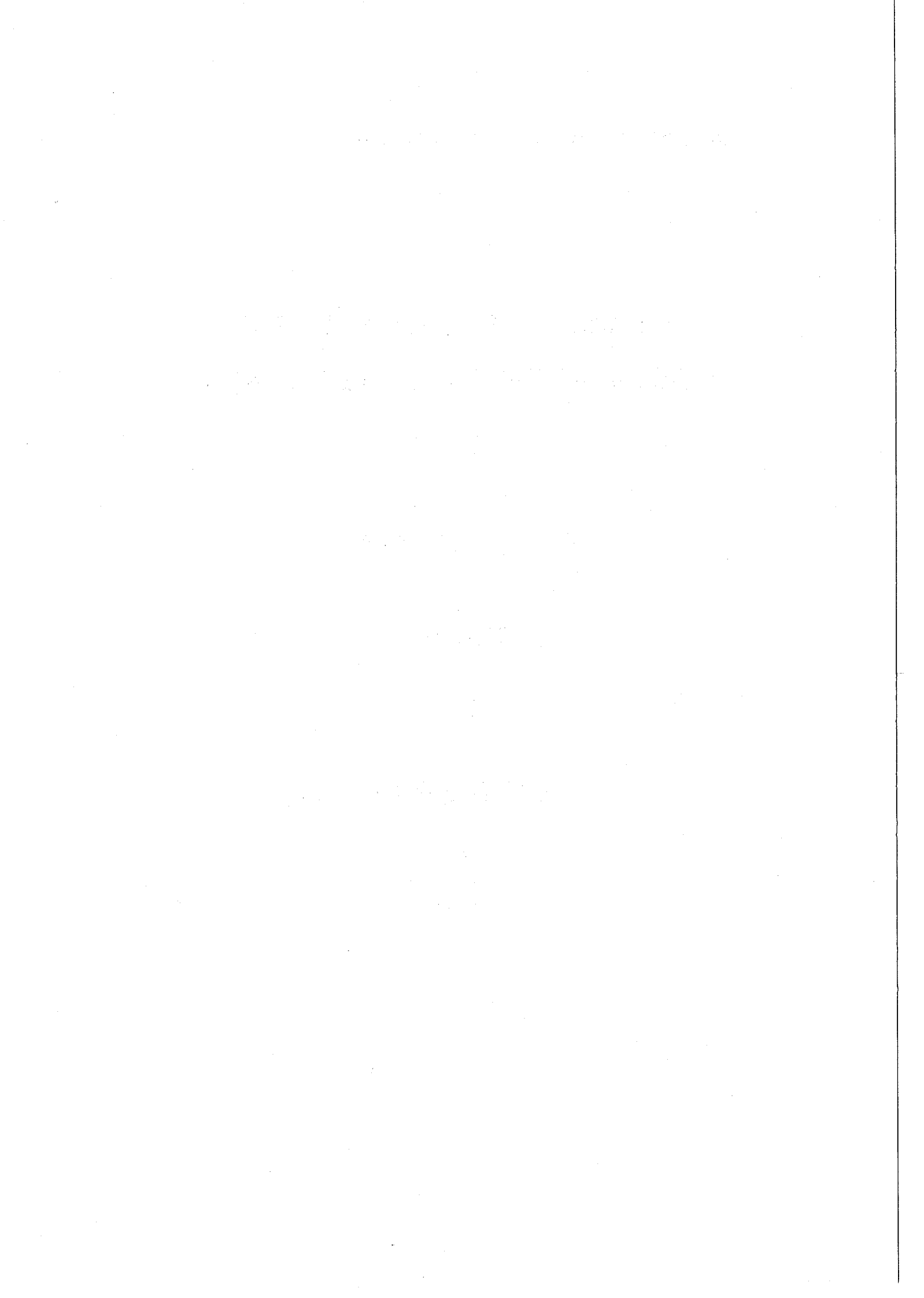
JAN AURE og ARNE S. ERVIK

Havforskningsinstituttet
Boks 1870, N-5024 Bergen

OG

PER J. JOHANNESSEN og TRUDE ORDEMANN

Institutt for marinbiologi,
Universitetet i Bergen
N-5065 Blomsterdalen



INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	V
ABSTRACT	VII
CONCLUTIONS	X
1. SAMMENFATTENDE KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	s XI
SAMMENDRAG	s XIV
2. INNLEDNING	s 1
3. BESKRIVELSE AV LOKALITETER OG ANLEGG. MÅLESTASJONER	s 2
3.1. Topografi/målestasjoner	s 2
3.2. Hydrografi og strøm	s 12
Saltholdighet	s 12
Temperatur	s 13
Oksygenforhold	s 14
Strøm	s 16
3.3. Driftsdata fra og sedimentforhold under anleggene. Annen belastning på resipientene	s 17
4. NERINGSSALTER	s 20
4.1. Sammendrag	s 20
4.2. Målsetting	s 20
4.3. Materiale og metoder	s 21
4.3.1. Undersøkte anlegg	s 21
4.3.2. Innsamlingsprogram	s 21
4.3.3. Analyser	s 22
4.4. Resultater	s 23
4.4.1. Ortofosfat	s 23
4.4.2. Nitritt	s 26
4.4.3. Nitrat og silikat	s 26
4.5. Diskusjon	s 30
5. SEDIMENTERING	s 32
5.1. Sammendrag	s 32
5.2. Målsetting	s 33
5.3. Forkortelser	s 34
5.4. Materiale og metoder	s 34
5.4.1. Innsamlingsutstyr	s 34
5.4.2. Undersøkte anlegg	s 36
5.4.3. Innsamlingsprogram	s 36
5.4.4. Analyse	s 36
5.5. Resultater	s 39
5.6. Diskusjon	s 47
5.6.1. Fysiske og biologiske karakteristika på målestasjonene	s 47

5.6.2.	Sedimenteringsratene i øvre vannlag	s	47
5.6.3.	Sedimenteringsratene i øvre vannlag sammen- lignet med fôrforbruk	s	47
5.6.4.	Sammenligning av sedimenteringsratene i øvre vannlag i en gradient ut fra anlegget	s	48
5.6.5.	Sammensetning av det sedimenterte materialet i øvre vannlag	s	48
5.6.6.	Forholdene på st. 9.3, 85 m dyp	s	50
6.	BUNNFAUNA	s	53
6.1.	Sammen drag	s	53
6.2.	Målsetting	s	53
6.3.	Materiale og metoder	s	53
6.3.1.	Innsamlingsprogram	s	53
6.3.2.	Sedimentundersøkelser	s	54
6.3.3.	Bunndyrundersøkelser	s	54
6.3.4.	Strandundersøkelser	s	57
6.4.	Resultater og diskusjon	s	57
6.4.1.	Sedimentundersøkelser	s	57
6.4.2.	Bunndyrundersøkelser	s	58
	Log-normal fordeling	s	59
	Diversitet	s	61
6.4.3.	De enkelte anlegg	s	62
	Anlegg 1	s	62
	Anlegg 2	s	64
	Anlegg 3	s	66
	Anlegg 4	s	69
	Anlegg 5	s	71
	Anlegg 6	s	74
	Anlegg 7	s	77
	Anlegg 8	s	78
	Anlegg 9	s	81
6.4.4.	Sammenfattende diskusjon	s	83
6.4.5.	Strandundersøkelser	s	85
	Anlegg 2	s	86
	Anlegg 9	s	86
	Diskusjon	s	87
7.	LITTERATUR	s	88

FORORD

Det har rådet stor usikkerhet om hvilke effekter oppdrettsanlegg har på det marine miljø. Denne undersøkelsen er utført på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn for å undersøke disse forholdene nærmere.

Arbeidet er i hovedsak utført ved kommersielle oppdrettsanlegg. Vi takker oppdretterne som velvillig har stilt driftsdata til vår disposisjon.

Vi takker også cand.real. Asbjørn M. Stensvold og cand.real. Jens Petter Aabel som har vært med på opparbeidelsen av bunnfaunamaterialet.

ABSTRACT

AURE, J., ERVIK, A.S., JOHANNESSEN, P.J. and ORDEMANN, T. 1988.

Resipientpåvirkning fra fiskeoppdrett i saltvann.

(The environmental effects of sea water fish farms).

The primary purpose of the investigation is to determine the extent to which fish farms in the sea influence the water masses and the benthic conditions around the farm.

Field investigations have been carried out at nine fish farms in Norway (Sør-Trøndelag and Hordaland) located in closed or protected areas. The farms varied in the amount of fish produced and the type of food used. The background data on operational practices, hydrography, topography and current were taken from the NFFR-funded project "Pollution in marine aquaculture" carried out by the Institute of Marine Research. Examinations of the sediment and the benthos were conducted at all nine farms. At two of the farms, there were additional analyses of nutrient salts and sedimentation of organic material in open water and the littoral zone.

Nutrient salts Analyses of the nutrient salts showed that the area around the fish farms was only slightly affected. In some cases there was an increase in the amount of phosphorus and nitrite in the water close to the farm. No elevated values of nitrate or silicate were found, neither in nor around the fish farms, irrespective of operational practices. Other investigations show that the concentration of ammonium can be strongly influenced by fish farming, whereas this investigation revealed a 2 to 9-fold increase limited to the immediate vicinity of the farm.

Sedimentation rates and sediment composition

The sedimentation rates were not higher than those found in other, unfarmed areas. Sedimentation rates in the upper 25m within 100-200m distance of the farm were, however, higher than further out in the recipient. This was also the case for concentrations of total organic material, organic carbon, organic nitrogen and total particulate phosphorus. During the spring bloom high values of chlorophyll were found in the area of the farm.

Elevated rates of sedimentation were occasionally found in the upper water column during periods of heavy feeding. There was very little influence on the sedimentation about 250m from the farm, where the sedimentation was in fact lower than normal. There was also no influence from the farming on the benthos of a deep basin.

There was, however, an increase in the C/N ratio in the sediment over the entire area of investigation. This indicates that the sedimented material

was quite decomposed, probably by increased biological activity around the fish farm. The increase in sedimentation rates and C/N ratio was most clearly observed in sheltered areas with dense farming.

The sedimentation rates around the farm (100m) were only 0.2% of those usually found under the farms. This implies that most of the organic waste from fish farming settles within the farm area when currents are weak and depths are moderate (10-20m).

Benthos and Sediment Investigations

The bottom fauna is affected by the farms. The influence is, however, restricted to the immediate vicinity of the fish farms and is further determined by the bottom topography, hydrography and current regime as well as the type of food, amount of overfeeding and the quantity of fish produced.

At farms with an uncomplicated bottom topography and steady currents it was apparent that the degree of impact was dependent on the distance from the source. Under such conditions, the impact displayed the classical pattern of a polluted, a stimulated and an unaffected zone according to distance from the farm.

At other farms the impact was less clear, depending more on the bottom topography and the current and less on distance. One farm which used wet feed had an insignificant impact on benthos and sediment both in and around the farm. The wet feed was, in this case, quickly reduced to small particles and dispersed over a large area.

The investigations have also shown that high concentrations of organic material in the sediment are not necessarily correlated to an impoverished fauna. Thus, low concentrations of organic material are not automatic indications of good bottom conditions. Investigations of benthic fauna appear to be the most sensitive method to date for monitoring environmental impact from fish farms.

Littoral Zone Investigations

The environmental impact of fish farming was relatively modest on the littoral zone. An increase in the number of annual green algae was found inside the farms, but this effect did not stretch further than 20-30m from the farm, where the littoral community seemed normal.

Oxygen content

Changes in the oxygen content are also limited to the farm area or to adjacent, small sill areas. The average oxygen content within a farm was usually 10% lower than in uninfluenced areas. In some cases oxygen values just above the sediment could be 30% lower than normal.

Two of the farms investigated lay shoreward of sills, over about 80m depth. During stagnant periods the oxygen consumption in these two basins was from 0.8 to 1.0 ml/l per month. This is higher than the oxygen consumption in other comparable basins.

CONCLUSIONS

- the environmental impact of fish farming in the sea is limited to the immediate surroundings of the farm (in recipients with no sills or shallow areas).
- nutrient salts and small organic particles seem to be transformed quickly close to the farm. Physical mixing processes also contribute to the rapid reduction in concentration levels within a short distance from the farm.
- monitoring the environmental conditions around fish farms is best done through the use of bottom fauna and sediment investigations. It is also possible that elevated values of the C/N ratio in the water column can give an indication of increased loading over a larger area.
- monitoring the oxygen consumption in the bottom water of basins with shallow sills may also give early indications of increased loading from fish farms located in such areas.
- the environmental impact of fish farming is modest compared to its theoretical release of nutrient salts and organic compounds. This may be because much of this is bound to larger particles (feed and fecal pellets) which may be consumed immediately or sediment to the bottom directly under the farm.

Waste from fish farms cannot be directly compared with sewage. Sewage releases most of the nutrient salts in a dissolved form, while much of the organic particulate matter has a low sinking rate. Thus much of the sewage components are transformed immediately in the water in the form of plankton production. Sewage will also contain other components and toxic compounds which can harm the biota in the recipient.

1. SAMMENFATTENDE KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG.

- Miljøpåvirkning fra fiskeoppdrettsanlegg i sjø er begrenset til anleggenes nærområde (terskelfrie resipienter).
- Næringsalter og små organiske partikler i vannet ser ut til å omsettes hurtig i anleggenes nærsone. Fysiske blandingsprosesser bidrar også til at konsentrasjonene i kort avstand fra anleggene faller ned mot bakgrunnsverdiene.
- For overvåkning av miljøforholdene omkring fiskeoppdrettsanlegg er det mest hensiktsmessig å benytte bunndyr- og sedimentundersøkelser. Det er også mulig at forhøyete C/N-verdier i vannmassenes organiske innhold kan gi indikasjoner på økt belastning i et større område omkring oppdrettsanlegg.
- For fiskeoppdrettsanlegg lokalisert innenfor terskler, vil en overvåkning av oksygenforbruket i bassengvannet gi indikasjoner på en evt. forhøyet belastning.
- I forhold til fiskeoppdrettsanleggs teoretiske utslipp av næringsalter og organiske stoffer er miljøpåvirkningen beskjedent. Dette kan ha sin årsak i at en stor del av næringsaltene og det organiske materialet er bundet i store partikler (forrester og gjødsel) som blir spist umiddelbart eller faller til bunns like under anleggene.

I f.eks. kloakkutslipp er en større del av næringssaltene løst i vannet, og de organiske partiklene er små med lav synkehastighet. Dette bidrar til at en større del av slike utslipp omsettes direkte i vannfasen i form av f.eks. planteplanktonproduksjon. I tillegg vil også kloakkutslipp inneholde andre komponenter og tildels giftige forbindelser som kan være skadelig for livet i resipienten.

SAMMENDRAG

Undersøkelsen har som hovedformål hatt å kartlegge i hvilken grad fiskeoppdrettsanlegg i sjø påvirker vannmassene og bunnforholdene i anleggets nærhet.

For å belyse dette er det utført undersøkelser ved 9 fiskeoppdrettsanlegg. Anleggene er lokalisert i Sør-Trøndelag og i Hordaland på innelukkede og skjermede lokaliteter. De varierte også mhp. produsert mengde fisk og fôrtyper. Bakgrunnsdata om driftsforholdene, hydrografi, topografi og strøm er innhentet fra NFFR-prosjektet "Forurensning-marin akvakultur" utført ved Havforskningsinstituttet.

Ved alle de 9 anleggene ble det utført undersøkelser av sedimenter og bunn-dyr. Ved to anlegg ble det i tillegg gjort undersøkelser av nærings-salter, sedimentering av organisk materiale i de frie vannmasser samt undersøkelser i strandsone.

Nærings-salter

Undersøkelsene av nærings-salter viser at områdene omkring oppdrettsanleggene var lite påvirket. I noen tilfeller ble forhøyede verdier av fosfor og nitritt påvist i fiskeoppdrettsanleggenes umiddelbare nærhet. Nitrat og silikat viste ikke forhøyete verdier i eller omkring anleggene og var ikke påvirket av anleggsdriften. Andre undersøkelser viser at ammoniumkonsentrasjonen blir sterkt påvirket av fiskeoppdrett. Konsentrasjonene i anleggene kan bli øket 2-9 ganger, men påvirkningen er også her begrenset til anleggets umiddelbare nærområde.

Sedimenterings-rater og sedimentsammensetning

Sedimenterings-ratene var ikke høyere enn det som er påvist i andre og upåvirkede områder. Sedimenteringen i de øverste 25 m innenfor en avstand på 100 - 200 m fra anleggene var imidlertid høyere enn lenger ute i resipienten. Dette var tilfelle for totalt organisk materiale, organisk karbon, organisk nitrogen og totalt partikulært fosfor. Under våroppblomstringen ble det målt høye klorofyllverdier i anleggenes nærområde. De forhøyede sedimenterings-ratene ved anleggene ble i de fleste tilfeller funnet i den øverste del av vannsøylen i perioder med stort fôrforbruk. I en avstand av omlag 250 m fra anleggene syntes sedimenteringen å være lite påvirket av anleggene. Sedimenteringen var her lavere enn det som er vanlig i slike områder. Det ble heller ikke funnet påvirkning nær bunnen i et dypbasseng.

I hele det undersøkte området omkring anleggene var det imidlertid en høy C/N verdi i det sedimenterte materiale. Dette viser at det sedimenterte

materiale var sterkt nedbrutt. Dette kan tyde på at det var forhøyet biologisk aktivitet i områdene omkring fiskeoppdrettsanleggene. De økte sedimenteringsratene og de høye C/N verdiene var mest utpregede i et innelukket område hvor det var stor oppdrettsaktivitet.

Undersøkelsene viser altså relativt økte sedimenteringsrater i anleggenes umiddelbare nærhet og at forhøyede C/N verdier i det organiske materiale kan observeres i et noe større område omkring anleggene. Det er særlig tilfelle i perioder med sterk foring.

Sedimenteringsraten omkring anleggene (100 m) var bare 1/500 av det som vanligvis er observert rett under fiskeoppdrettsanlegg. Dette betyr at det aller meste av det organiske avfallet fra anleggene bunnfelles i selve anleggsområdet på lokaliteter med svak strøm og moderate dyp (10-20 m).

Bunndyr- og sedimentundersøkelser

Undersøkelsene viser at bunnsfaunaen påvirkes av anleggene. Påvirkningen er klart knyttet til anleggenes nærområder. Påvirkningsgraden og påvirkningens romlige fordeling bestemmes av områdets bunntopografi, strømforhold og hydrografi samt fôrtype, fôrspill og mengde produsert fisk.

Ved noen anlegg med ukomplisert bunntopografi og like strømforhold i området, var det tydelig at påvirkningsgraden var bestemt av avstanden fra anleggene. Under slike forhold viste påvirkningen det klassiske mønsteret med et forurenset, et stimulert og et upåvirket område som funksjon av avstanden fra anleggene. Ved andre anlegg var mønsteret mer sammensatt og påvirkningen i anleggenes nærområde var bestemt av områdets bunntopografi og strømforhold og i mindre grad av avstanden. Ett anlegg der det ble benyttet våtfôr var det ubetydelig påvirkning på bunndyr og bunnsedimenter i og omkring anlegget. Årsaken til dette var at fôret etter utfôring løste seg opp i små partikler med liten synkehastighet som ble spredd over et stort område.

Undersøkelsene viste også at et høyt innhold av organisk materiale i sedimentene ikke nødvendigvis var koblet til en utarmet fauna. Lavt organisk innhold i sedimentene betyr altså ikke automatisk gode forhold. Bunndyrundersøkelser synes pr. i dag å være den beste metoden til å overvåke miljøpåvirkning fra oppdrettsanlegg.

Strandundersøkelser

Disse undersøkelsene viste at miljøpåvirkningen i strandsonen var liten. Inne i selve anleggene var det et økt innslag av ettårige grønne alger. Allerede 20-30 m fra anleggene var denne effekten borte og littoralsamfunnet syntes normalt.

Oksygenforhold

Endringer i oksygenforholdene er også begrenset til selve anleggsområdet samt til mindre nærliggende terskelområder. Midlere oksygeninnhold i anleggene lå opptil 10 % lavere enn ved referansestasjoner i upåvirkete områder. Like over bunnen under anleggene kunne det i enkelte tilfeller observeres verdier 30 % under det normale.

To av de undersøkte anleggene lå innenfor terskler med bunn dyp innenfor tersklene på omlag 80 m. I stagnante perioder uten innstrømming var oksygenforbruket i de to bassengene 0,8-1,0 ml/l pr. måned. Sett i relasjon til oksygenforbruket i sammenlignbare basseng virker dette noe høyt.

2. INNLEDNING

I de senere år har det vært en økende bekymring i hvor stor grad avfallsprodukter fra fiskeoppdrett påvirker bunnforholdene og vannmassene i anleggenes nærhet.

For å belyse disse forhold er det utført undersøkelser ved 9 fiskeoppdrettsanlegg. Prosjektet er koordinert med NFFR-prosjektet "Forurensning - marin akvakultur" som utføres ved Havforskningsinstituttet. Det sistnevnte prosjekt tar for seg miljøforholdene i og like omkring selve anleggene, og har som hovedformål å klarlegge miljøets betydning som produksjonsfaktor.

Undersøkelsen består av fire hovedelementer:

1. Næringssaltkonsentrasjoner i vinterhalvåret i og omkring 2 anlegg.
2. Sedimentering av organisk materiale nær 2 anlegg (1 års syklus).
3. Bunndyr- og bunnsedimentundersøkelser ved 9 anlegg.
4. Strandsoneundersøkelser ved 2 anlegg.

Prosjektet er utført på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) som et samarbeidsprosjekt mellom Havforskningsinstituttet og Institutt for marinbiologi, Universitetet i Bergen, Prosjektleder har vært Jan Aure, Havforskningsinstituttet.

Prosjektet er finansiert av SFT, Fiskeoppdretternes Salgslag A/L og Havforskningsinstituttet.

3. BESKRIVELSE AV LOKALITETER OG ANLEGG. MÅLESTASJONER

Data nyttet i dette kapitlet er tatt fra NFFR - prosjektet "Forurensning - marin akvakultur".

3.1. Topografi og målestasjoner

De undersøkte anleggene (9 stk.) er lokalisert i skjermete og innelukkete farvann. Fire av anleggene ligger i Sør-Trøndelag og fem i Hordaland.

Anlegg 1 (Fig. 3.1)

Anlegg 1 ligger i et sund med bunndyp på 8-10 m ved anlegget. Største dyp i sundet er ca 18 m, og det er ingen terskler ut mot de åpne områdene i sør-vestlig retning.

Stasjonene for bunnprøver er angitt.

Anlegg 2 (Fig. 3.2)

Anlegget er plassert i en bukt med største bunndyp på ca 25 m. Terskeldypet til bassenget er ca 17 m. Under anlegget varierer bunndypet mellom 7 og 15 m.

Stasjonene for bunnprøver, hydrografi, næringsalter og sedimentering er angitt.

Anlegg 3 (Fig. 3.3)

Dette anlegget er lokalisert i et dypbasseng med terskeldyp på 4-5 m i den østlige delen. Største dyp i bassenget er ca 80 m og overflatearealet er omlag $0,4 \text{ km}^2$. Anlegget er plassert i den vestlige delen nær et innløp med dybde ca 3 m. Dybden under anlegget ligger mellom 10 og 30 m.

Stasjonene for bunnprøver er angitt.

Anlegg 4 (Fig. 3.4)

Anlegget ligger i terskelområdet til en liten våg ($0,5 \text{ km}^2$). Største bunndyp i vågen er ca 40 m og terskeldypet er ca 20 m. Dybden under anlegget varierer mellom 10 og 15 m.

Stasjonene for bunnprøver er angitt.

Anlegg 5 (Fig. 3.5)

Anlegget ligger trangt til innenfor en rekke holmer. Bunndypet under anlegget er fra 8 m til 11 m. I nordenden av sundet er det en liten forsenkning på ca 11 m mens terskeldypet ut mot åpent farvann er ca 9 m. Sør for anlegget er det en våg med største bunndyp på ca 24 m. Terskeldypet inn til vågen er ca 8 m, overflatearealet er ca 0,2 km².

Stasjonene for bunnprøver er angitt.

Anlegg 6 (Fig. 3.6)

Anlegget er lokalisert i den indre delen av et sund med terskeldyp på ca 12 m og et dypområde like ved anlegget på ca 20 m. Dybden ved anlegget er mellom 10 m og 20 m. Terskeldypet mot sundet innefor anlegget er ca 8 m.

Stasjonene for bunnprøver er angitt.

Anlegg 7 (Fig. 3.1)

Anlegg 7 er lokalisert i en liten bukt hvor bunndypet under anlegget er 5-10 m. Området utenfor har et største dyp på 25 m med et terskeldyp på 15 m.

Stasjonene for bunnprøver er angitt.

Anlegg 8 (Fig. 3.7)

Anlegget ligger inne i en liten vik. Bunndypet øker fra ca 10 m nærmest land til ca 25 m ytterst på anlegget. Like nord for anlegget er det et dypområde på 40 m, med terskeldyp på ca 30 m.

Stasjonene for bunnprøver er angitt.

Anlegg 9 (Fig. 3.8)

Vest for anlegget er det et dypbasseng med største dyp på ca 90 m. Det ytre terskeldypet er på ca 30 m og overflatearealet er på omlag 0,7 km².

Terskeldypet mot de innelukkete områdene sør for anlegget er ca 44 m. Dybden under anlegget varierer mellom 7 og 20 m.

Stasjonene for bunnprøver, hydrografi, næringsalter og sedimentering er angitt.

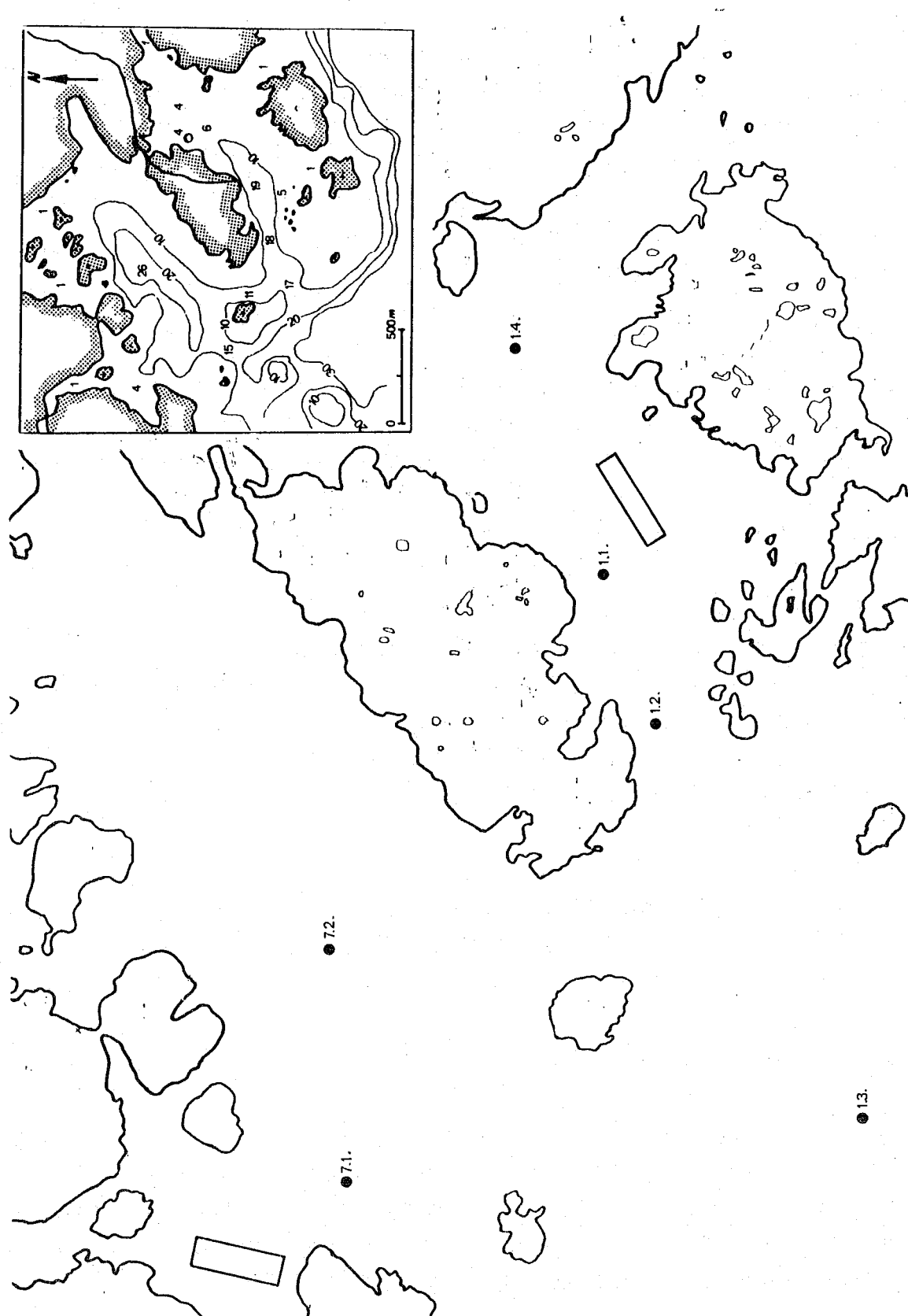


Fig. 3.1 Bunntopografi og lokalisering av anlegg og stasjoner for bunndyrundersøkelser ved anlegg 1 og anlegg 7. Anlegg 1 ligger lengst øst.

Bottom topography and locations of fish farms and benthos investigations at farm 1 and 7. Fish farm 1 lies most to the east.

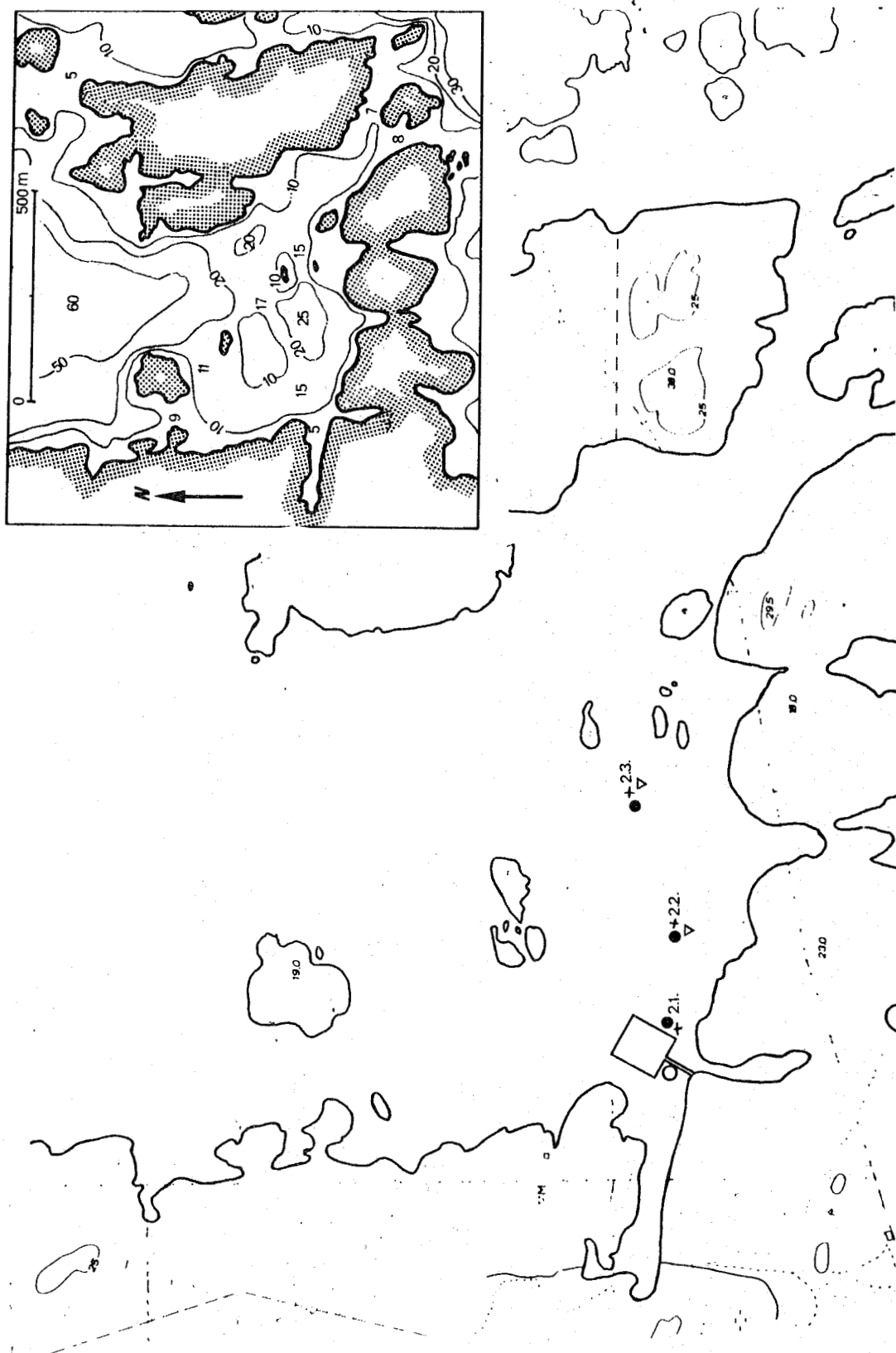


Fig. 3.2 Bunntopografi og lokalisering av anlegg og undersøkelsesstasjoner ved anlegg 2. + - angir næringssaltundersøkelser, ∇ - angir sedimenteringsundersøkelser, ● - angir bunndyrundersøkelser.

Bottom topography and location of benthos investigations at fish farm 2. +, ∇ , and ●, represent sampling stations for nutrients, sedimentation, and benthos investigations respectively.

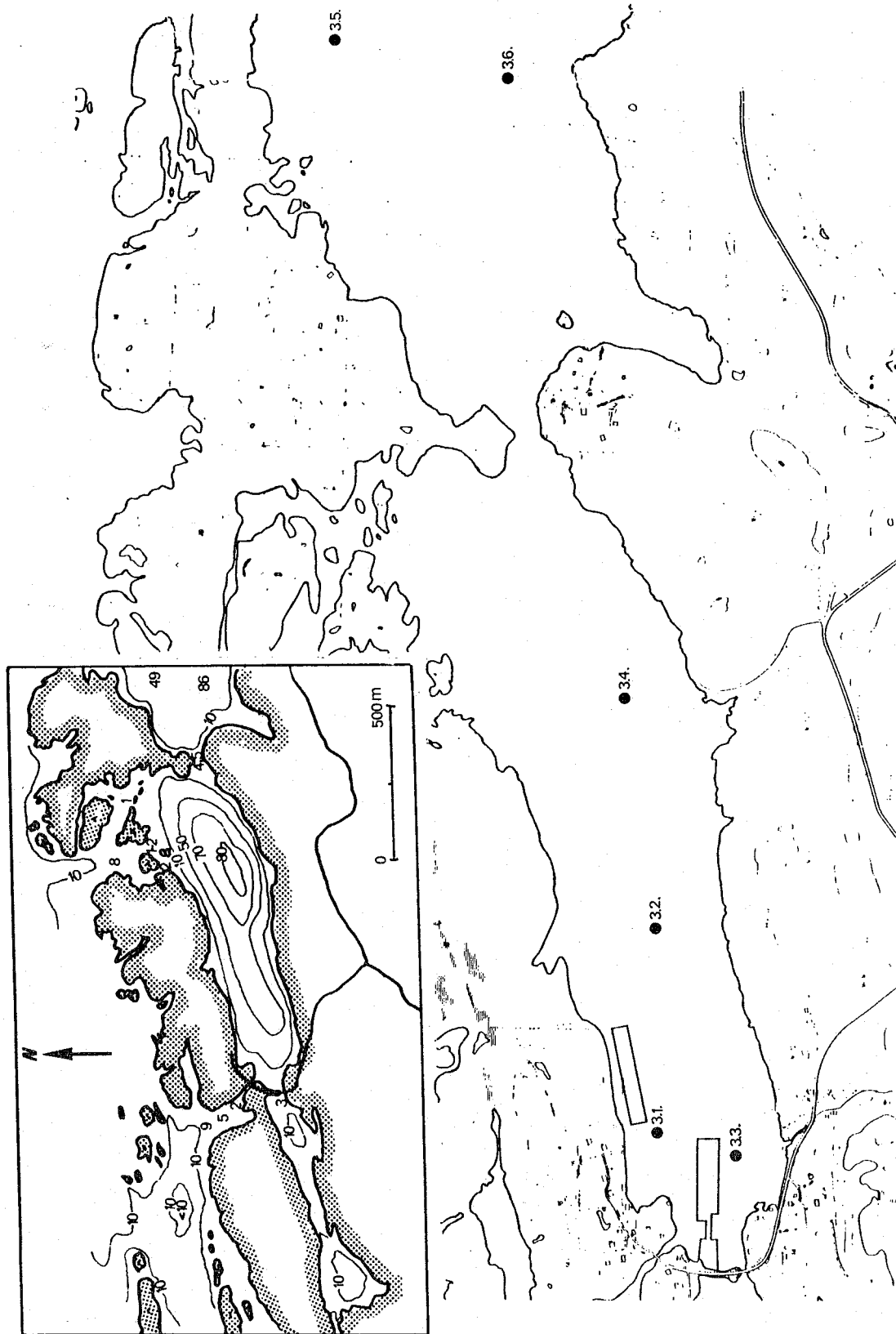


Fig. 3.3 Bunntopografi og lokalisering av anlegg og undersøkelsesstasjoner ved anlegg 3.

Bottom topography and location of benthos investigations at fish farm 3.

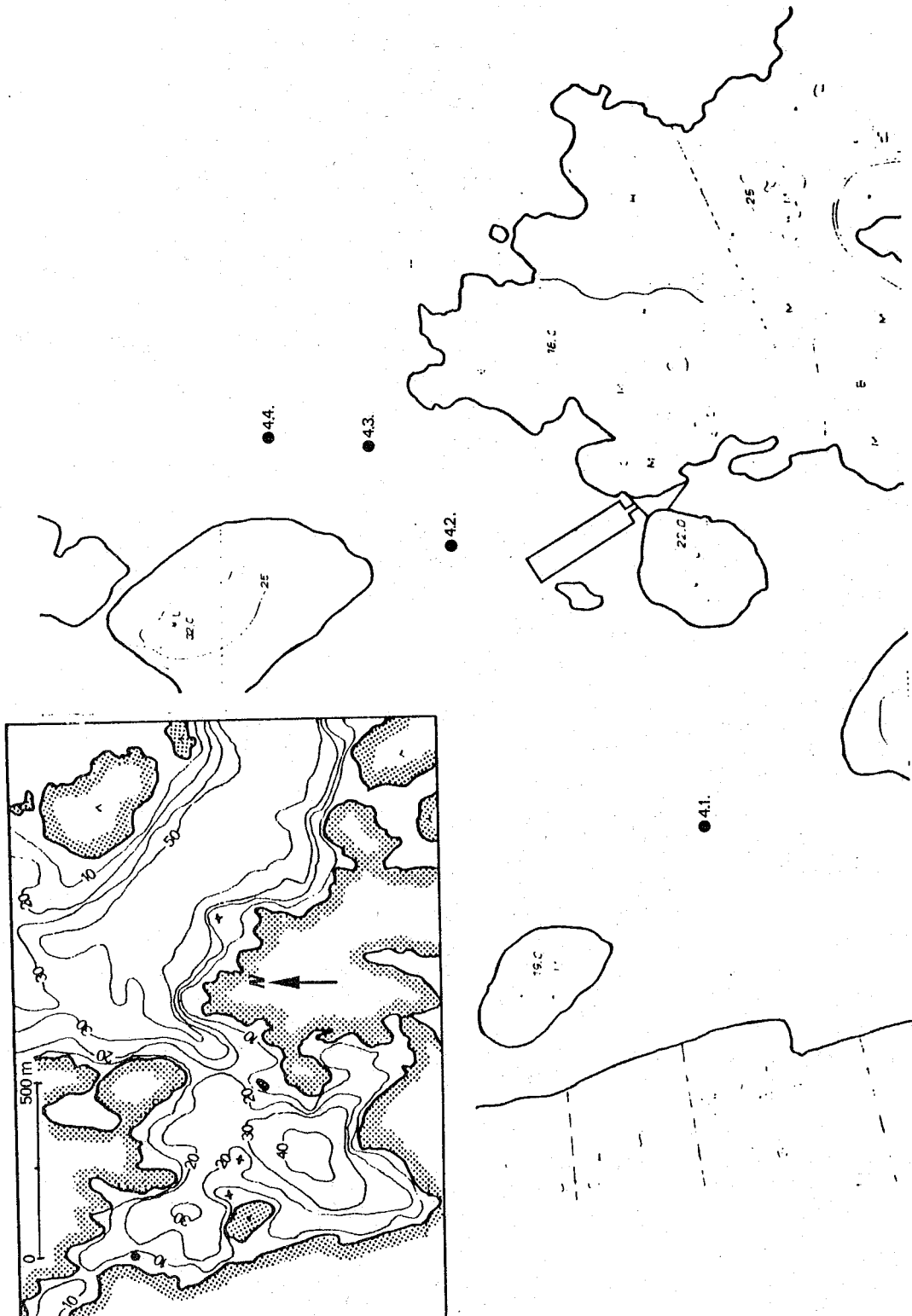


Fig. 3.4 Bunntopografi og lokalisering av anlegg og undersøkelsesstasjoner ved anlegg 4.

Bottom topography and location of benthos investigations at fish farm 4.

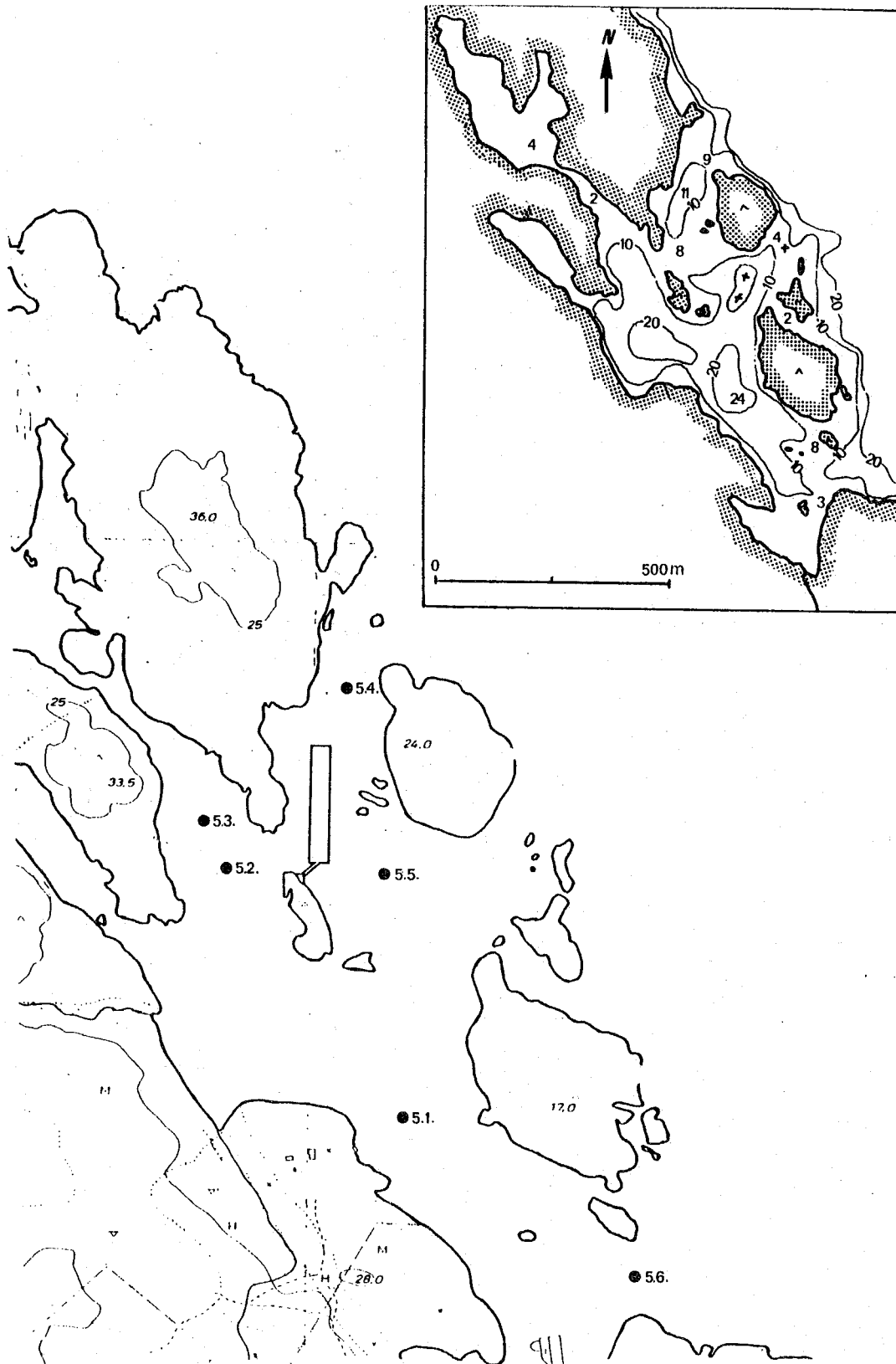


Fig. 3.5 Bunntopografi og lokalisering av anlegg og undersøkelsesstasjoner ved anlegg 5.

Bottom topography and location of benthos investigations at fish farm 5.

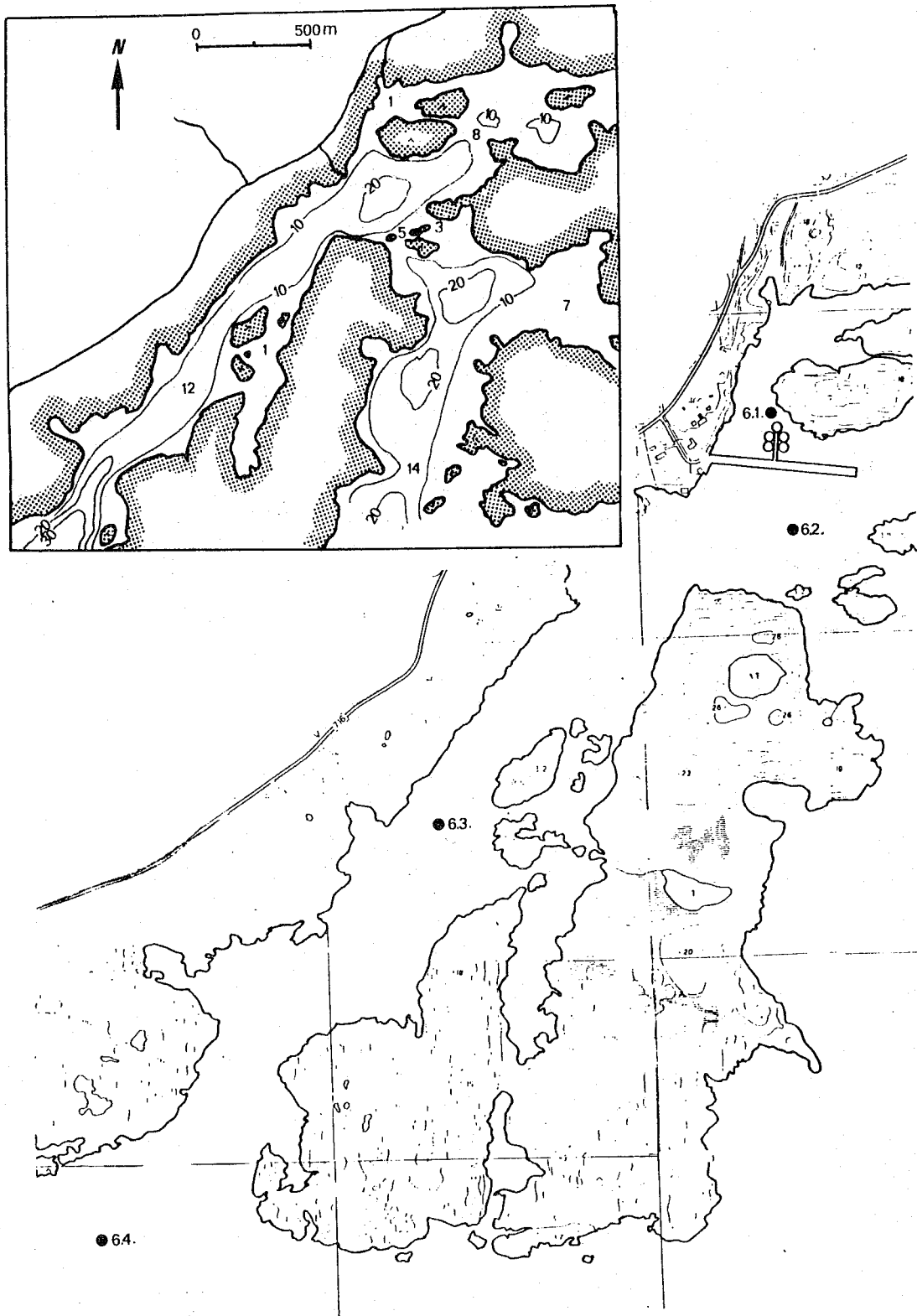


Fig. 3.6 Bunntopografi og lokalisering av anlegg og undersøkelsesstasjoner ved anlegg 6.

Bottom topography and location of benthos investigations at fish farm 6.

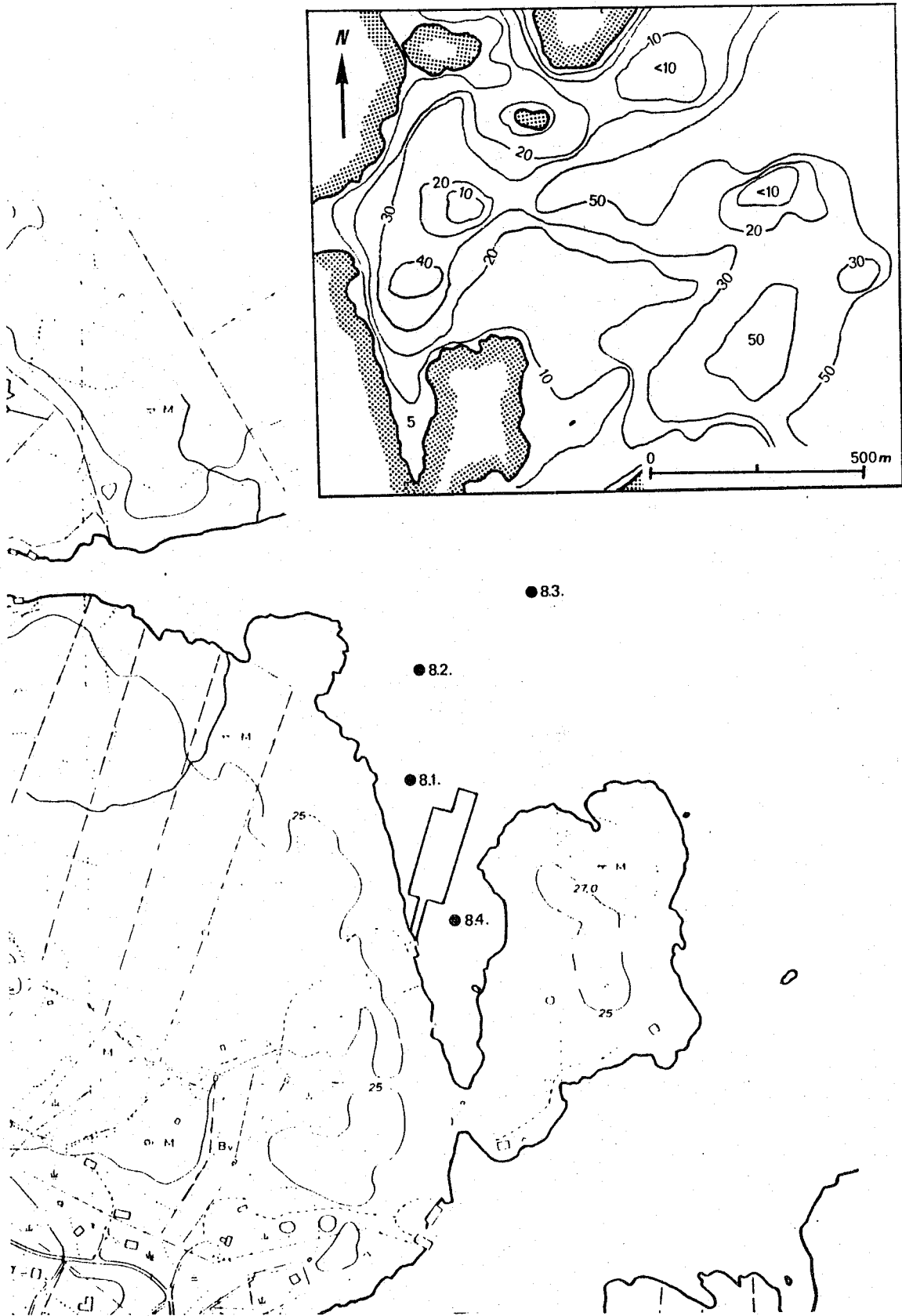


Fig. 3.7 Bunntopografi og lokalisering av anlegg og undersøkelsesstasjoner ved anlegg 8.

Bottom topography and location of benthos investigations at fish farm 8.

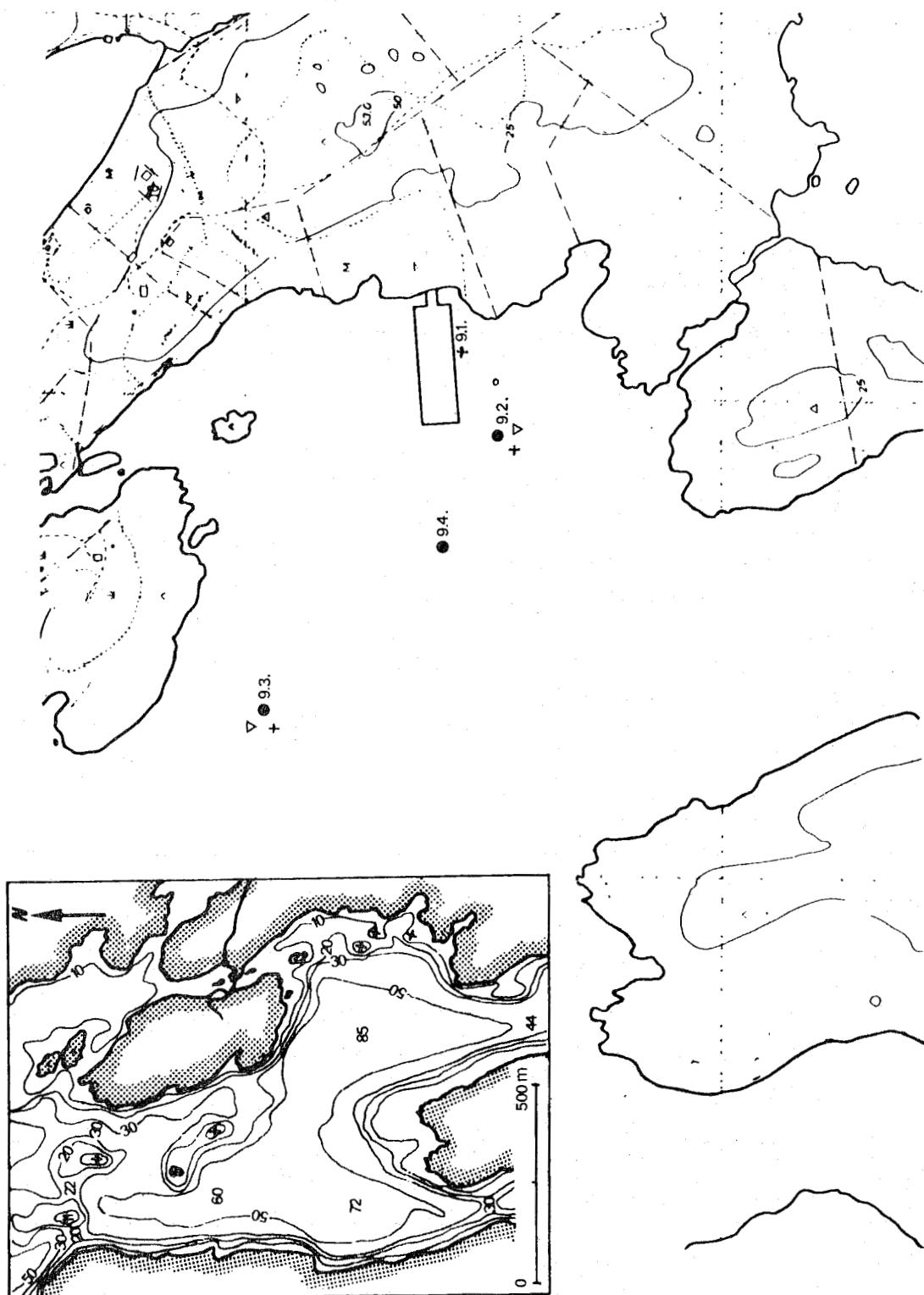


Fig. 3.8 Bunntopografi og lokalisering av anlegg og undersøkelsesstasjoner ved anlegg 9. + - angir næringssaltundersøkelser, ▽ - angir sedimenteringsundersøkelser, ● - angir bunndyrundersøkelser.

Bottom topography and location of benthos investigations at fish farm 9. +, ▽, and ●, represent sampling stations for nutrients, sedimentation, and benthos investigations respectively.

3.2. Hydrografi og strøm

Alle de undersøkte anleggene er lokalisert i kystnære områder og de hydrografiske forhold bærer preg av dette.

Saltholdighet

Tabell 3.1. Årsmiddel, maksimum- og minimumsaltholdighet i 2,5 m dyp ved undersøkte anlegg i 1983-84. For definisjon av hydrografiske soner, se tekst.

Annual mean, maximum and minimum salinity at 2.5 m depth for all fish farms investigated during 1983-84. For definition of hydrographic zones see text.

Anlegg nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Årsmiddel, saltholdighet (‰)	33.1	30.7	32.9	30.1	30.1	33.1	33.1	30.6	30.8
Maksimum saltholdighet (‰)	34.4	32.9	34.1	32.9	32.9	34.3	34.4	32.7	32.8
Minimum saltholdighet (‰)	30.0	27.7	31.2	25.9	25.9	31.1	30.9	26.5	27.1
* Hydrografiske soner	A	B	A	B	B	A	A	B	B

* A = Kystzone B = Overgangssone

Tabell 3.1 viser at årsmiddelet for saltholdighet lå over 30⁰/₀₀ ved alle lokalitetene. De observerte saltholdighetene for alle anleggene, sett under ett, varierte gjennom året mellom 26⁰/₀₀ og 34⁰/₀₀ med de høyeste saltholdighetene i vinterhalvåret.

Anleggene 1, 3, 6 og 7 er lokalisert i Kystsonen der saltholdigheten gjennom året er større enn 30-31⁰/₀₀ og temperaturforholdene i mindre grad er påvirket av lokale meteorologiske forhold. I løpet av året er det også små forskjeller i temperatur og saltholdighet med dypet, og de årlige og kortperiodiske variasjoner er mindre enn i overgangssonen.

Anleggene 2, 4, 5, 8 og 9 ligger i overgangssonen der vannmassene er en blanding av kystvann og fjordvann. Dette medfører at laveste saltholdighet i sommerhalvåret ligger mellom $25^{\circ}/_{00}$ og $30^{\circ}/_{00}$. Det er i perioder en mer utpreget lagdeling og større korttidsvariasjoner i temperatur og salt- holdighet enn i kystsonen.

Temperatur

Tabell 3.2. Årsmiddel, maksimum- og minimumtemperaturer i 2,5 m dyp ved de undersøkte anlegg i 1983-84. - angir at datagrunnlaget ikke var tilstrekkelig til å beregne årsmiddel.

Annual mean, maximum and minimum temperatures at 2.5 m depth for all fish farms investigated during 1983-84. - indicate insufficient data for calculating yearly average.

Anlegg nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Årsmiddel, temperatur ($^{\circ}$ C)	-	8.9	-	9.3	9.3	-	-	9.0	8.9
Maksimums-temperatur ($^{\circ}$ C)	13.5	13.7	13.3	14.7	14.7	12.5	13.5	14.5	14.0
Minimums-temperatur ($^{\circ}$ C)	3.7	2.7	3.6	2.7	2.7	3.5	3.7	2.7	2.7

Årsmiddelet var omlag 9° C (Tabell 3.2). Minimumstemperaturene lå imidlertid ca 1° C lavere ved anlegg 2, 4, 5, 8 og 9 enn ved anlegg 1, 3, 6 og 7. Maksimumstemperaturene varierte mellom $12,5^{\circ}$ C og $14,7^{\circ}$ C. Det var derfor ikke vesentlige forskjeller i temperaturmiljøet i de undersøkte anlegg i 1983-1984.

Oksygeninnhold

Tabell 3.3. Midlere, maksimum og minimum oksygeninnhold i 2,5 m og nær bunnen i de undersøkte anlegg i 1983-84.

Average, maximum and minimum oxygen concentrations at 2.5 m depth and near the bottom at all fish farms investigated during 1983-84.

Anlegg nr.	1		2		3		4		5	
Dyp (m)	2.5	11.0	2.5	13.0	2.5	20.0	2.5	11.0	2.5	10.0
Midlere oksygeninnhold (ml/l)	6.5	6.6	6.8	6.2	6.4	6.6	6.8	6.6	6.9	6.9
Maksimum oksygeninnhold (ml/l)	7.9	8.0	8.7	7.8	7.9	7.9	8.7	8.6	8.8	8.8
Minimum oksygeninnhold (ml/l)	5.6	5.7	5.5	4.9	5.4	4.5	5.8	5.4	5.5	5.3

Anlegg nr.	6		7		8		9	
Dyp (m)	2.5	12.0	2.5	8.0	2.5	13.0	2.5	9.0
Midlere oksygeninnhold (ml/l)	6.6	6.5	6.9	6.7	6.7	6.2	6.7	6.8
Maksimum oksygeninnhold (ml/l)	7.8	7.6	8.0	7.3	8.9	8.9	8.9	8.7
Minimum oksygeninnhold (ml/l)	5.6	5.1	6.3	6.2	5.4	4.3	5.8	5.3

Tabell 3.3 viser at høyeste og laveste observerte verdi av oksygeninnholdet i de undersøkte anlegg var henholdsvis 8,9 ml/l og 4,3 ml/l. Midlere oksygeninnhold i 1983-84 varierte i 2,5 m dyp mellom 6,4 og 6,9 ml/l og nær bunnen mellom 6,2 og 6,9 ml/l. Midlere oksygeninnhold i 2,5 m og i 10 m dyp i anleggene lå opptil 10 % lavere enn ved referansestasjonene i upåvirkete områder. Maksimumsverdiene i 2,5 m og 10 m lå mellom 3 % høyere og 8 % lavere enn ved referansestasjonene. Det forekom relativt lave oksygenverdier nær bunnen ved enkelte anledninger. Ved anlegg 8 i 10 m dyp ble det f. eks. registrert 30 % lavere oksygenverdier enn ved referansestasjonen. Som beskrevet under 3.1.1 er anleggene 3 og 9 lokalisert innenfor terskler

(Fig. 3.3 og 3.8). Terskeldypet til bassenget ved anlegg 9 er 30 m og største dyp innenfor terskelen er omlag 80 m. Oksygenutviklingen i 50 m dyp er valgt til å representere oksygenforholdene i bassengvannet i 1983-84 (Fig. 3.9). Høsten 1983 og 1984 var det flere perioder uten innstrømning til bassenget. Dette medførte kritisk lavt oksygeninnhold i desember 1983 (1,5 ml/l) og nær kritiske forhold i desember 1984 (2,4 ml/l). Oksygenforbruket høsten 1983 (sept.-des.) var omlag 1,2 ml/l pr måned og høsten 1984 omlag 0,8 ml/l pr. måned (okt.-des.).

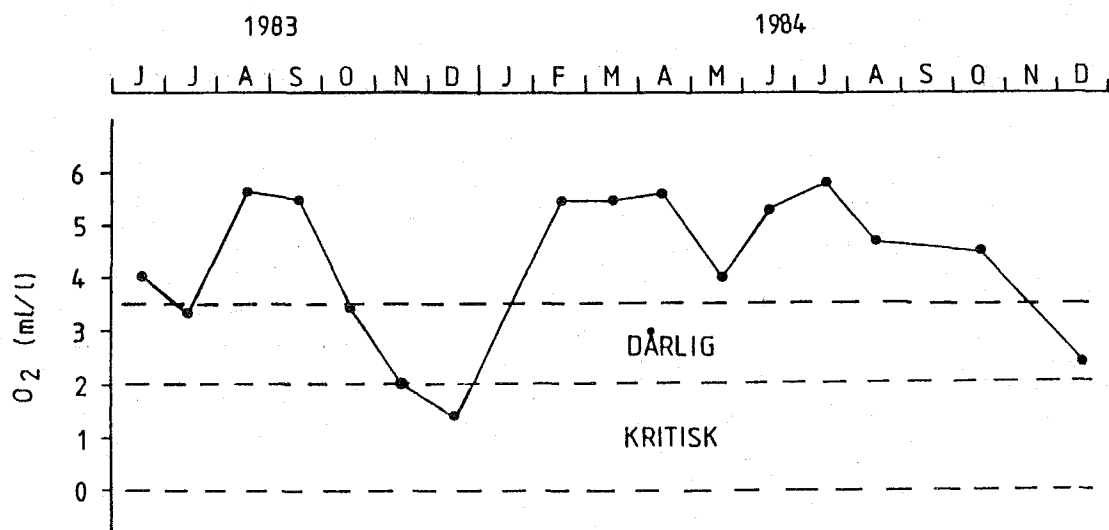


Fig. 3.9. Oksygenutviklingen i 50 m dyp ved anlegg 9 i 1983-84.

Changes in oxygen concentrations at 50 m depth at fish farm 9 during 1983-84.

Bassenget, hvor anlegg 3 er lokalisert, har et terskeldyp på 4-5 m med største dyp innenfor terskelen på ca 80 m (Fig. 3.3). I 1983-84 var laveste observerte oksygenverdi i 20 m dyp 4,5 ml/l (Tabell 3.3). I Fig. 3.10 ser vi at det var reduksjon i oksygeninnholdet i dypvannet under 30 m dyp fra januar til desember 1984. Under 50 m var oksygenforbruket vesentlig større enn mellom 30 og 50 m. I desember var oksygeninnholdet under 60 m kritisk lav (0-1 ml/l), mens det til sammenligning var 4,3 ml/l i 50 m dyp. Oksygenforbruket under 60 m dyp fra juli til desember var ca 0,8 ml/l pr. måned og i 40-50 m dyp 0,2 ml/l pr. måned. Spesielt de øverste 30 m ser ut til å ha tilstrekkelig tilførsel av oksygen til tross for den grunne terskelen inn til bassenget.

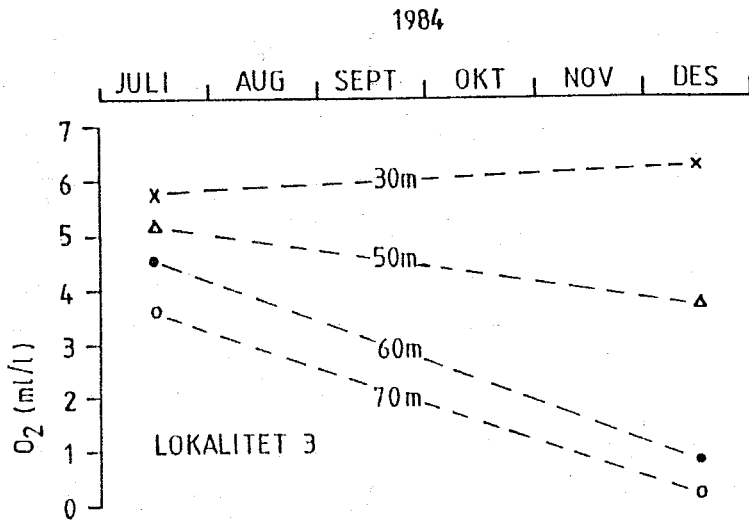


Fig. 3.10. Oksygenutviklingen i 30 m, 50 m, 60 m og 70 m dyp ved anlegg 3 i 1984.

Changes in oxygen concentrations at 30, 40, 50, 60 and 70 m depth at fish farm 3 in 1984.

Strøm

Strømmen i anleggene 1-7 ble observert 1-4 m under merdene (Tabell 3.4).

Ved anleggene 3, 6 og 7 var midlere strømfart under 2 cm/s, og det var lange perioder med strømsstille (40-70 %). Høyeste observerte strømfart ved disse anleggene var ca 5 cm/s. De resterende anleggene (1, 2, 4 og 5) hadde midlere strømfart mellom 2 og 3,0 cm/s. Det var sterkest strøm ved anlegg 1 hvor ca 10 % av strømobservasjonene lå over 7,5 cm/s.

Strømmålingene viser at det var relativt svak strøm ved de fleste av de undersøkte anleggene, men forholdene er trolig representative for fiskeoppdrettsanlegg på skjermete lokaliteter.

Tabell 3.4. Strømforholdene ved anlegg 1-7.

Current regime at fish farms 1 to 7.

Anlegg nr.	1	2	3	4	5	6	7
Måledyp (m)	5	9	8	6	6	6	5
Midlere strømfart (cm/s)	2.5	2.1	1.5	2.7	2.0	1.5	1.5
Strømstille (%)	42	-	57	-	2	70	41
% observasjoner mindre enn 2.5 cm/s	75	75	91	70	70	96	85
% observasjoner mindre enn 5 cm/s	83	92	100	82	99	100	97
% observasjoner mindre enn 7.5 cm/s	89	98	-	90	100	-	98
Hovedstrømsretninger (strøm <u>mot</u> retning)	VNV ØNØ	NV SSV	NV ØSØ	SSV NØ	NNV SSØ	VNV ØSØ	VNV ØSØ

3.3. Driftsdata fra og sedimentforhold under anleggene. Annen belastning på resipientene

Opplysningene er presentert i Tabell 3.5 og i Fig. 3.11 som viser månedlig fôrforbruk ved anlegg 2 og 9. Som det framgår av tabellen har anleggene vært i drift fra 4 til 13 år. Problemer med selvforurensning oppstår vanligvis etter 3 år. Alle anleggene har vært i virksomhet lenger enn dette. Konesjonsvolumene varierer fra 5000 til 16000 m³, og mengde fisk produsert pr. år fra 65 til 230 tonn. Storparten av de norske matfiskanleggene faller innenfor disse grensene. Anlegg 4 skiller seg ut med liten produksjon i forhold til konesjonsvolumet. Det skyldes at dette er et forskningsanlegg som ikke primært driver kommersielt. Fôrfaktor (tørrvekt fôr/våtvekt fisk) lå omkring 1,5. Både våtfôr (70 % vanninnhold), mjukfôr (40 % vanninnhold) og tørrfôr (10 % vanninnhold) er benyttet.

Tykkelsen av organisk avfall under anleggene varierte fra 0 - 40 cm. Det var også store forskjeller i nedbrytningsgraden av avfallet. Under de anleggene som hadde minst organisk avfall, ble det observert levende bunndyr.

Annen belastning på resipientene var i hovedsak fra andre oppdrettsanlegg. Det er tilfelle for anlegg 1 og 7 som lå i samme område og for anlegg 6 som lå i nærheten av et annet anlegg. Anlegg 9 skiller seg ut ved å ligge i en resipient med totalt 7 oppdrettsanlegg med en samlet årsproduksjon på omkring 400 tonn. I tillegg var det en del kloakkutslipp og en fiskeforedlingsbedrift i området.

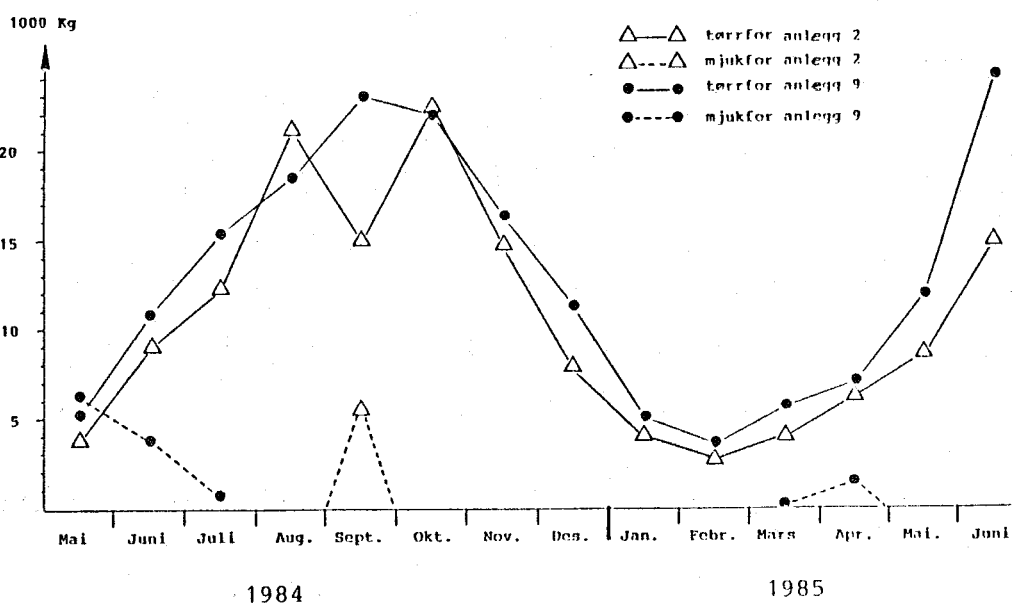


Fig. 3.11. Forbruk av fôr og fôrtype ved anlegg 2 og 9 i perioden mai 1984 - juni 1985.

Food usage and type at fish farm 2 and 9 during the period May 1984 to June 1985.

Tabell 3.5.

Konsesjonsvolum for undersøkte anlegg i ulike perioder, tidspunkt for innsamling av bunndyrprøver, driftsdata siste år før innsamling, anleggstype, beskrivelse av forholdene under anleggene. Tabellen gir også opplysning om organisk belastning på resipient.

VF = våtfôr, MF = mjukfôr, TF = tørrfôr, M = mudder, FS = fin sand, GS = grov sand, F = fast fjell.

Concession volumes during different periods for the fish farms investigated, collection time of benthic fauna, production data for the year prior to the investigation, farm type, description of bottom conditions under the farms and degree of organic loading.

VF = wet feeder, MF = soft feeder, TF = dry feeder, M = mud, FS GS = coarse sand, F = rock bottom.

Anlegg nr.	Anleggsstørrelse Volum (m ³)	Undersøkelses mm/år	Driftsdata siste år før undersøkelse		Anleggstype	Forhold under anlegg		Annen organisk belastning på resipient	
			Prod. av fisk (tonn)	Fôrmerde (tonn)/type		Opprinnelig sediment	Organisk avfall (cm)/ nedbrytn.grad		Macrofauna
Anlegg 1	1973-76 1976-84	05.1984	80	250 MF	Frittliggende merder	FS/GS	Mye nedbr.	Ja	Anlegg 7 ligger i samme område. Ubetydelig jordbruk. Spredt bosetting, totalt 100 personer i området.
Anlegg 2	1980-84	05.1984	75	160 TF	Kompaktanlegg/landgang	FS/F	15-40 Lite nedbr.	Nei	Ubetydelig, ikke jordbruk eller fast bosetting. Noen få hytter.
Anlegg 3	1973-78 1978-80 1980-84	05.1984	120	360 MF	Kompaktanlegg/landgang	FS/GS	0-2 Mye nedbr.	Ja	Lite, ikke jordbruk. 8-9 husstander.
Anlegg 4	1978 1983-84 1984-85	05.1985	25	7.6 VF 62.5 MF 2.4 TF	Kompaktanlegg/landgang	FS/F	6-10 Delvis nedbr.	Ja	Lite jordbruk og kloakk. Avrenning fra settafiskanlegg med prod. 200 000 stk. pr. år.
Anlegg 5	1980-85	05.1985	230	360 MF 170 TF	Kompaktanlegg/landgang	FS/GS/F	15-30 Lite nedbr.	Nei	Ubetydelig, ikke jordbruk eller fast bosetting.
Anlegg 6	1978-84 1984-85	06.1985	70	120 MF 55 TF	Kompaktanlegg/landgang	M/FS	0-10 Mye nedbr.	Ja	Ett annet oppdrettsanlegg med årsprod. 75 tonn, ikke jordbruk, tre bolighus
Anlegg 7	1972-80 1980-84 1984-85	06.1985	110	660 VF	Frittliggende merder	FS	0-2 Mye nedbr.	Ja	Som for anlegg 1.
Anlegg 8	1980-84 1984-85	05.1984	95	160 TF	Kompaktanlegg/landgang	FS/GS	0-15 Lite nedbr.	Nei	Ubetydelig i vågen der anlegget ligger. I nærliggende våg (< 500 m) avløpsvann fra slakteanlegg/industribygg og kloakkutslipp på 200 p.e.
Anlegg 9	1979-80	1984	65	180 MF	Kompaktanlegg/landgang	FS/GS	0-10 Lite/delvis nedbr.	Nei	Totalt 7 oppdrettsanlegg, samlet prod. 400 tonn. Spredt bosetting og lite jordbruk. Utenfor terskel kloakkutslipp på 680 p.e., samt prosesvann fra større fiskeforleingsbedrift.

4. NÆRINGSSALTER

4.1. Sammendrag

Konsentrasjonene av nitritt, nitrat, ortofosfat og silikat ble undersøkt i og omkring to oppdrettsanlegg i tidsrommet oktober 1984 - april 1985. Nitrat og silikat viste ikke forhøyete verdier nær anleggene. Disse næringssaltene synes å bli styrt av naturlige biologiske og fysiske prosesser i vannmassene. Konsentrasjonen av ortofosfat var ved noen av målingene høyere i anleggenes umiddelbare nærsone. Verdiene av ortofosfat var jevnt over noe høyere i det mest innelukkede området. Nitritt viste noe forhøyete konsentrasjoner nær anleggene ved to av målingene.

4.2. Målsetting

Målsettingen med undersøkelsen har vært:

- å finne om det er forhøyde næringssaltkonsentrasjoner omkring oppdrettsanlegg
- å undersøke om noen av disse evt. kan brukes til å overvåke marine resipienter med oppdrettsanlegg. Nitritt dannet ved nitrifikasjon, er i denne forbindelse særlig interessant
- å danne en bredere vurderingsbakgrunn for undersøkelse av sedimentering og bunndyr.

4.3. Matriale og metoder

4.3.1. Undersøkte anlegg

Næringsalter ble undersøkt ved anlegg 2 og 9. Disse ble også undersøkt m.h.p. sedimentering. Jf. kap. 5.

Anlegg 2 ligger i en våg ved et fjordutløp. Det er skjermet av holmer, og strømmen i anlegget er svak, utenfor er den god. Områdets topografi, hydrografi, strøm og anleggets plassering er nærmere beskrevet i kap. 3.1 og 3.2.

Produksjonen i anlegget var 75 tonn fisk i 1984, fôrforbruket 160 tonn. Utenom fiskeoppdrettet var det ingen tilførsel til resipienten. Ytterligere opplysninger om anlegget er gitt i kap. 3.3.

Anlegg 9 er plassert i en liten terskelfjord med terskeldyp 30 m og bassengdyp 89 m. Området er relativt innelukket og strømmen svak. Topografi, hydrografi og strøm er gitt i kap. 3.1 og 3.2. Der er også anleggets plassering angitt (Fig. 3.8).

Anlegget produserte i 1984 65 tonn fisk, og brukte 180 tonn mjukfôr. Innenfor terskelen lå det flere oppdrettsanlegg med en samlet produksjon på over 400 tonn. For øvrige opplysninger om anlegg og resipient vises til kap. 3.3.

4.3.2. Innsamlingsprogram

Det ble tatt prøver på tre målestasjoner ved hvert anlegg. Innsamlingsstedene er angitt i Fig. 3.2 og Fig. 3.8.

Vinteren 1984/85 ble det gjort ialt 6 innsamlinger i perioden fra oktober til mars. Datoene, prøvedypene og bunn-dyp er gitt i Tabell 4.1. I tillegg ble det 12. februar 1985 tatt prøver i et nettverk omkring anlegg 9.

Innsamlingsstedene er angitt i vedleggsdel 1 og fremgår ellers av resultat-presentasjonen (kap. 4.4.). Prøvene ble tatt på 0 og 2,5 m dyp. I måleperioden ble det også gjort strømmålinger.

Tabell 4.1. Dato for innsamling av nærings saltprøver (A), prøvedyp og totaldyp (B).

Date over nutrients sampling (A), sampling depth and total depth (B).

A		29.10.84.	16.01.85.
		12.12.84.	12.02.85.
			13.03.85.
			10.04.85.

B	St.nr.	2.1	2.2	2.3	9.1	9.2	9.3
Prøve		0	0	0	0	0	0
dyp (m)		2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
		7	7	7	7	7	7
		10	10	10	10	10	10
		15	15	15	15	15	15
		-	20	20	20	20	20
		-	-	-	-	25	-
		-	-	-	-	-	30
		-	-	-	-	-	40
		-	-	-	-	-	60
		-	-	-	-	-	80
Bunndyp(m)		16	23	33	23	30	89

4.3.3. Analyser

Vannprøvene ble konservert med kloroform og lagret kjølig (HAGEBØ og RAY 1984). Analysene omfattet nitritt (NO_2^-), nitrat (NO_3^-), ortofosfat (PO_4^{3-}) og silikat (SiO_2). De ble utført ved Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt etter standard metoder (FØYN, MAGNUSSEN og SEGLEM 1981). Strømhastighet og -retning ble målt med SD-1000 strømmåler.

4.4. Resultater

Samtlige resultater fra næringssaltundersøkelsene er presentert i vedleggsgdel 1.

4.4.1. Ortofosfat

Fig. 4.1 og 4.2 viser konsentrasjonen av ortofosfat i vannmassene omkring anlegg 2 og 9 i perioden oktober 1984 - april 1985. Verdiene under terskelnivå på st. 9.3 er ikke tatt med i figuren.

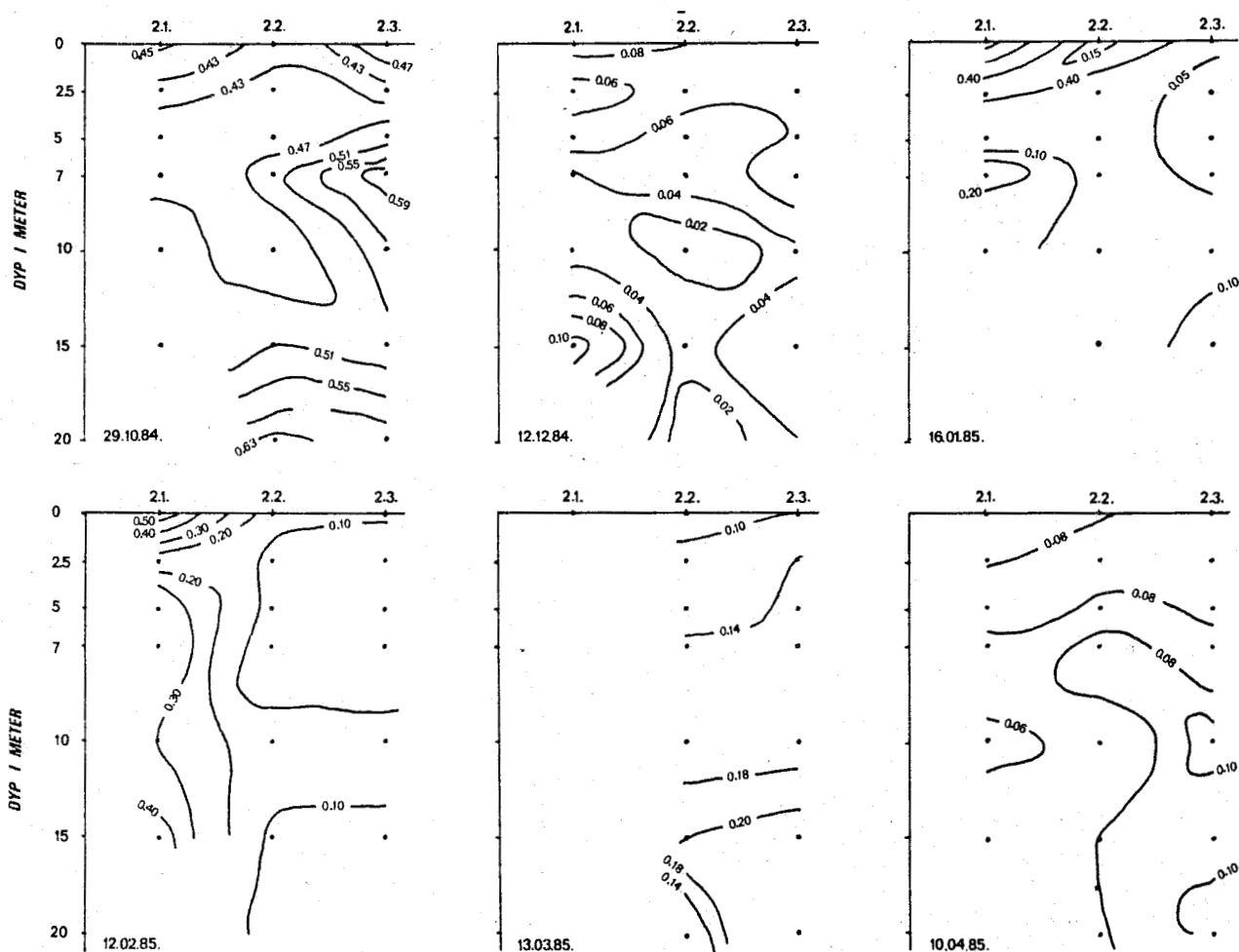


Fig. 4.1. Konsentrasjon av ortofosfat ved anlegg 2 i perioden oktober 1984 til april 1985. Konsentrasjonene er angitt i μM . Stasjon 2.1 ligger kloss i anlegget, stasjon 2.3 lengst borte. Innsamlingssted vist i Fig. 3.2.

Orthophosphate concentrations during the period October 1984 - April 1985 at fish farm 2. Concentrations in μM . Station 2.1 is located in direct proximity of the farm, and station 2.3 farthest from it. Sampling location shown in Fig. 3.2.

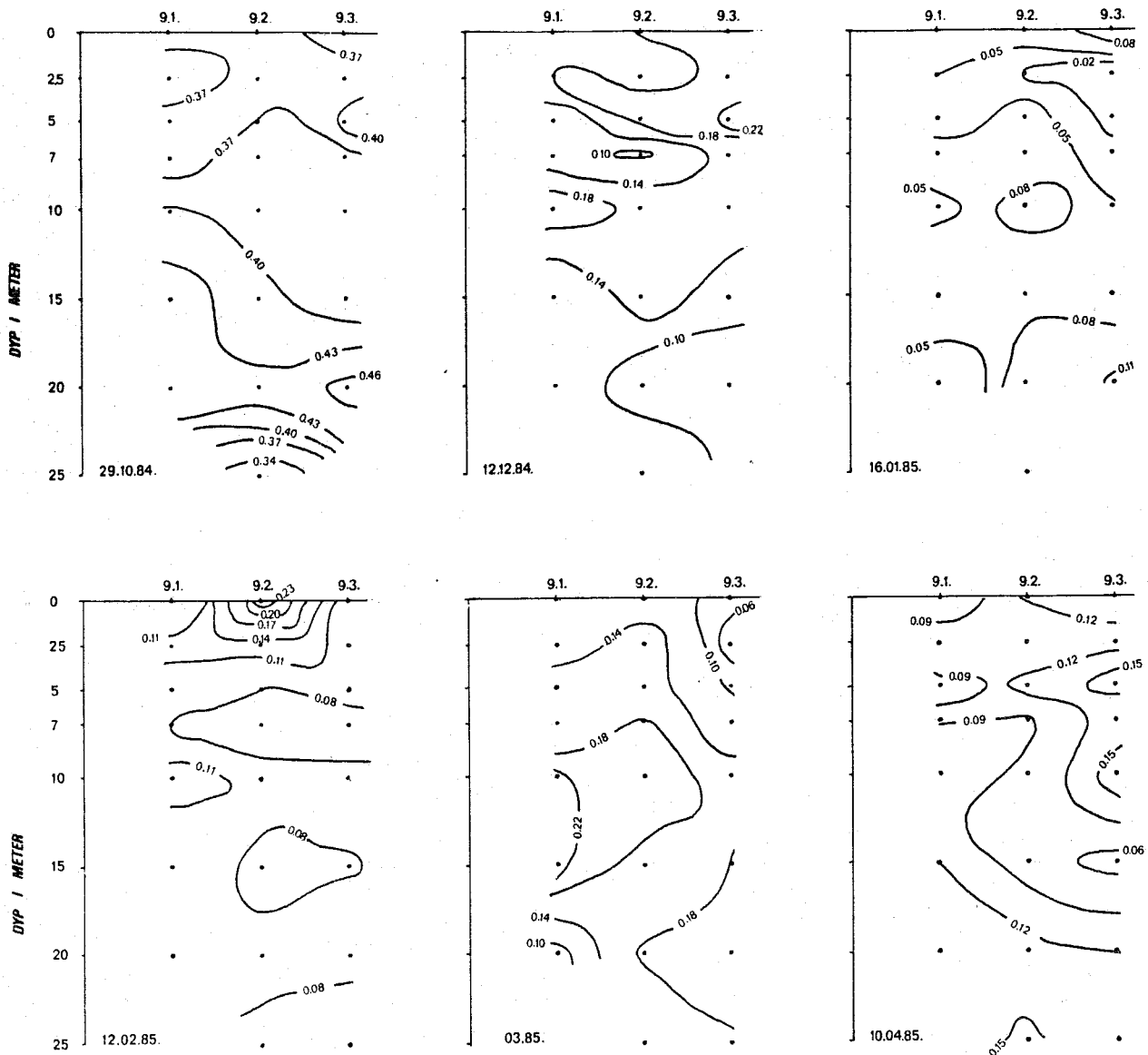


Fig. 4.2. Konsentrasjon av ortofosfat ved anlegg 9 i perioden oktober 1984 til april 1985. Konsentrasjonene er angitt i μM . Stasjon 9.1 ligger like ved anlegget, stasjon 9.3 lengst borte. Verdier under terskelnivå på st. 9.3 er ikke tatt med på figuren. Innsamlingssted vist på Fig. 3.8.

Orthophosphate concentrations during the period October 1984 - April 1985 at fish farm 9. Concentrations in μM . Station 9.1 is located at the periphery of the farm, and station 9.3 farthest from it. Measurements below sill depth are not shown for station 9.3. Sampling location shown in Fig. 3.8.

Konsentrasjonen av ortofosfat i overflatevannet omkring anlegg 9 den 12. februar 1985 er vist i Fig. 4.3. Figuren viser også strømmen i undersøkelsesperioden kl. 1115-1310.

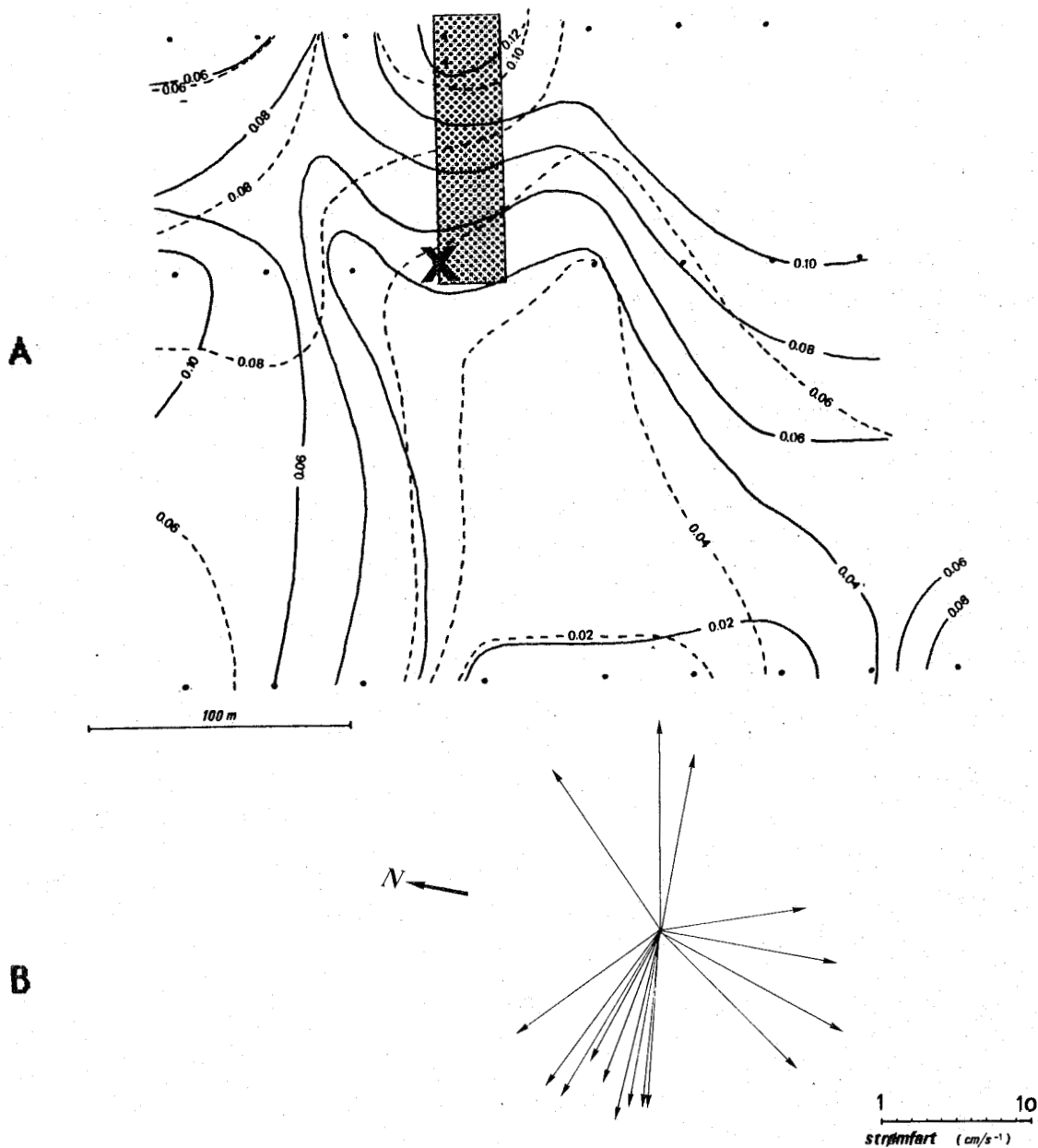


Fig 4.3. Konsentrasjon av ortofosfat og strøm i overflatevannet ved anlegg 9 den 12. februar 1985. Skravert felt angir anlegget. X angir strømmålerens plassering. Se oversiktskart Fig. 3.8.

- A. Horisontalfordeling av ortofosfat. Verdiene er angitt i μM . Striplet linje angir verdiene på 0 m, heltrukken på 2,5 m dyp.
- B. Strøm i undersøkelsesperioden kl. 1115-1310.

Orthophosphate concentrations and current in surface water at fish farm 9 (12.02.85). Striped area shows the fish farm. See Fig. 3.8 for a more general map. X illustrates the position of the current meter.

- A. Horizontal distribution of orthophosphate. Concentrations in μM . Dashed lines represent the values at 0 m depth, solid lines at 2.5 m depth.
- B. Currents during the period of investigation (11:15 - 13:10 Hour)

Konsentrasjonen av ortofosfat er høyest i desember-januar og faller utover mot april. Verdiene ligger jevnt over noe høyere i det innelukkede området ved anlegg 9 enn de gjør ved anlegg 2.

Konsentrasjonene i øvre vannlag følger vanlig sesongmønster og ligger i området 0,1 - 0,7 μM . Dette er normalt for området (ERGA 1980, REISEGG 1982). De sterkt forhøyede verdiene (høyere enn 1.75 μM , jf. vedleggsdel 1) under terskelnivå på stasjon 9.3 skyldes dårlig vannutskiftning i bassenget.

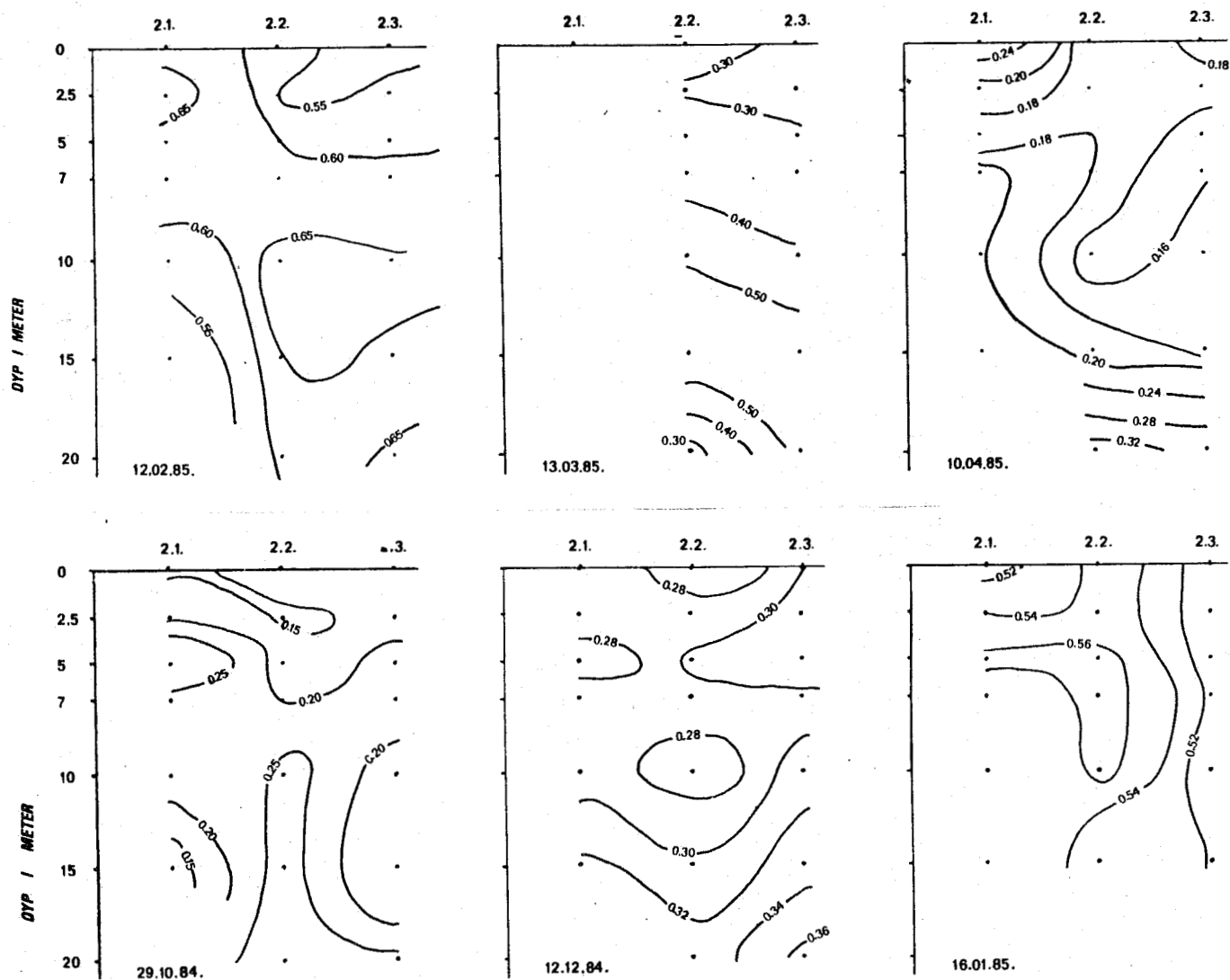
Resultatene varierer markert fra stasjon til stasjon for samme innsamling. Ved noen av målingene ligger verdiene inne ved anlegget høyere enn lenger ute i resipienten. Det synes likevel ikke å være noen klar tendens til forhøyede konsentrasjoner i anleggenes nærsone. Detaljundersøkelsen ved anlegg 9 viser at konsentrasjoner på 2,5 m dyp inne i anlegget er høyere enn i området umiddelbart rundt.

4.4.2. Nitritt

Resultatene av nitrittundersøkelsene er presentert i Fig. 4.4, 4.5 og 4.6. Målingene 16 januar og 12 februar viser forhøyede verdier ved anlegg 2. De øvrige målingene gir ikke grunnlag for å slutte at det er høyere konsentrasjoner i anleggenes nærsone enn det er lenger ute i resipienten. Dette gjelder også detaljundersøkelsen ved anlegg 9.

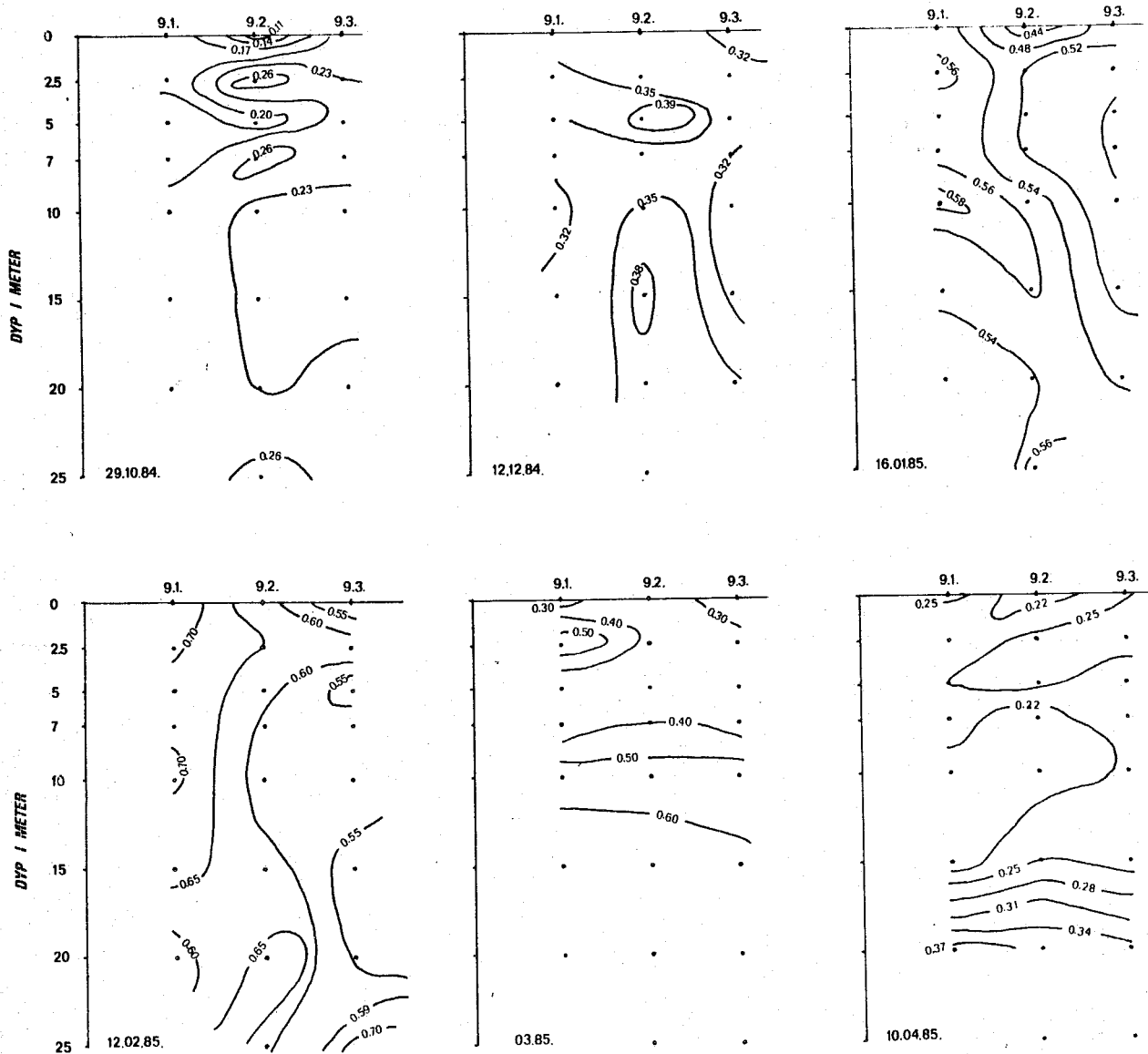
4.4.3. Nitrat og silikat

Konsentrasjonene av nitrat og silikat viser vanlig sesongvariasjon (jf. vedleggsdel 1). Verdiene bygger seg opp mot vintermaksimum på henholdsvis 9 og 5,7 μM for så å falle mot 0 under våroppblomstringen. For begge næringssaltene er konsentrasjonene ved anlegg 9 noe høyere enn ved anlegg 2. Vannet under terskeldyp på stasjon 9.3 har sterkt forhøyede verdier. Dette skyldes stagnerende bassengvann. Verken nitrat eller silikat hadde forhøyede konsentrasjoner nær anleggene.



Figur 4.4. Nitritkonsentrasjonen ved anlegg 2 i perioden oktober 1984 - april 1985. Konsentrasjonene er angitt i μM . Stasjon 2.1 ligger like ved anlegget, st. 2.3 lengst borte. Innsamlingssted er angitt på Fig. 3.2.

Nitrite concentrations during the period October 1984 - April 1985 at fish farm 2. Concentrations in μM . Station 2.1 is located in direct proximity of the farm, and station 2.3 farthest from it. Sampling location shown in Fig. 3.2.

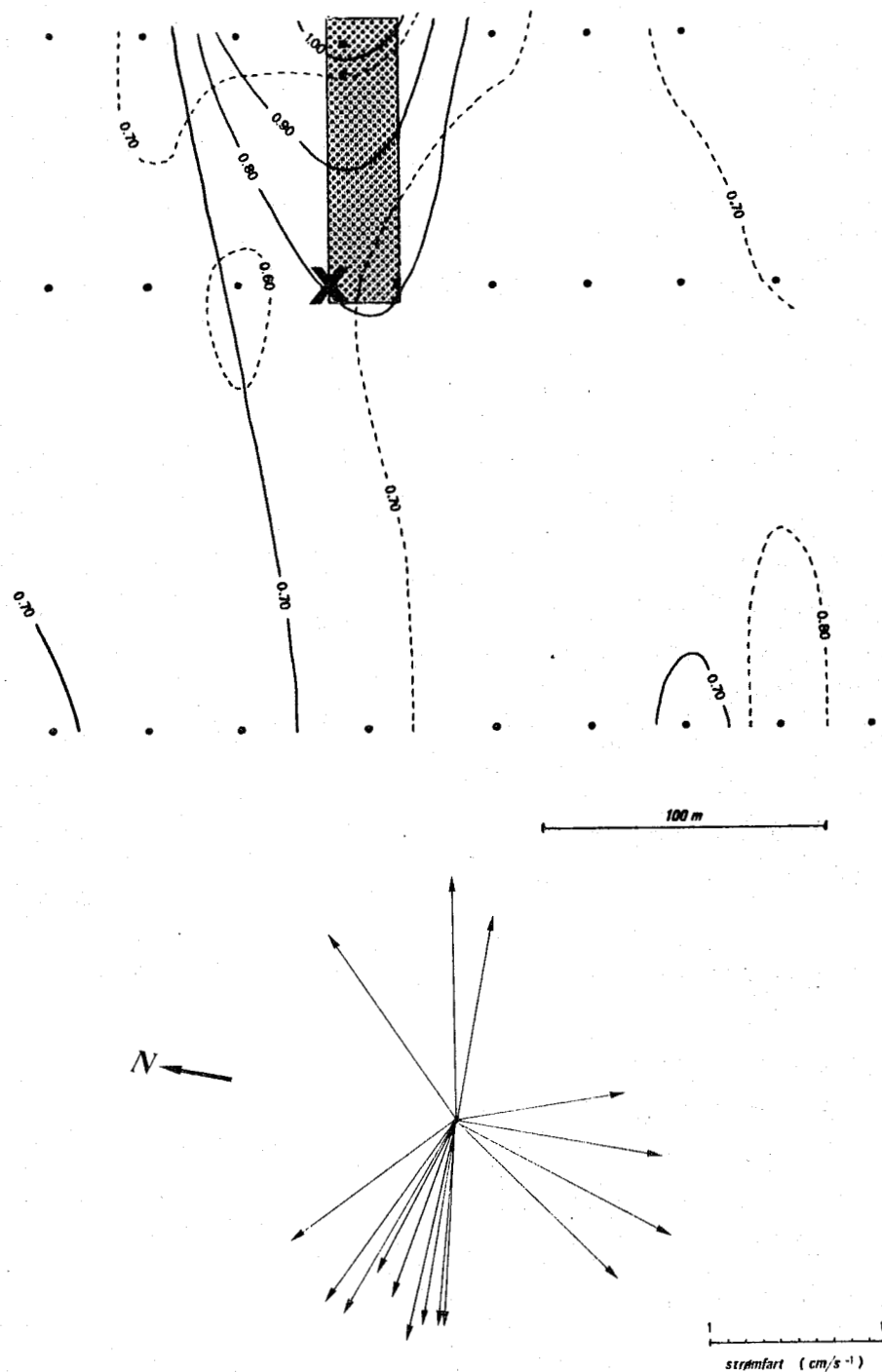


Figur 4.5. Nitritkonsentrasjonen ved anlegg 9 i perioden oktober 1984 - april 1985. Konsentrasjonene er angitt i μM . Stasjon 9.1 ligger kloss i anlegget, st. 9.3 lengst borte. Innsamlingssted anvist på Fig. 3.8.

Verdiene under terskeldyp på st. 9.3 er ikke tatt med i figuren.

Nitrite concentrations during the period October 1984 - April 1985 at fish farm 9. Concentrations in μM . Station 9.1 is located in direct proximity of the farm, and station 2.3 farthest from it. Sampling location shown in Fig. 3.2.

Measurements below sill depth are not shown for station 9.3.



Figur 4.6. Nitritkonsentrasjon og strøm i overflatevannet ved anlegg 9 den 12. februar. Skravert felt angir anlegg. X angir strømmålerens plassering. Se oversiktskart Fig. 3.8.

- A. Horisontalfordeling av nitritt. Verdiene er angitt i μM . Striplet linje angir verdiene på 0 m, heltrukken på 2.5 m dyp.
 B. Strøm i undersøkelsesperioden kl. 1115 - 1310.

Nitrite concentrations and current in surface water at fish farm 9 (12.02.85). Striped area shows the fish farm. See Fig. 3.8 for a more general map. X illustrates the position of the current meter.

- A. Horizontal distribution of orthophosphate. Concentrations in μM . Dashed lines represent the values at 0 m depth, solid lines at 2.5 m depth.
 B. Currents during the period of investigation (11:15 - 13:10 H.).

4.5. Diskusjon

Konsentrasjonen av næringsalter i området er svært lav i algenes vekstperiode, og primærproduksjonen er begrenset av næringsmangel (ERGA 1980, REISEGG 1982). Mengden av næringsalter blir i denne perioden alt overveiende bestemt av primærprodusentene, og selv meget store utslipp lar seg vanskelig spore utover i resipienten (JOHANNESSEN 1985). I vinterhalvåret er konsentrasjonen av næringsalter i større grad påvirket av tilførsel. Undersøkelsene ble derfor lagt til perioden oktober-april.

Fiskefôret inneholder mer fosfor enn fisken kan utnytte, i tillegg kommer fosforet i spillfôret (ÅSGÅRD, STORBAKKEN and AUSTRENG 1986). Fiskeoppdrett tilfører derfor resipienten fosfor. Danske undersøkelser viser at man der har en gjennomsnittelig fôrfaktor på 1,65 (tørrvekt fôr/våtvekt fisk), og at produksjonen av et tonn regnbuørret i marint miljø gir et utslipp på 12 kg fosfor (MØLLER 1987). Norske oppdrettere bruker mye mjukfôr som de lager selv, og det er derfor vanskelig å beregne nøyaktige utslippstall. Statens forurensningstilsyn har antatt at for hvert tonn fisk som produseres tilføres resipienten 20 kg fosfor, noe som virker rimelig utfra det man vet om fôrforbruket.

Mye av fosforutslippene er bundet i partikler i spillfor (ca 1 % fosfor) og i ekskrementer (2% fosfor, PENCZAK et al. 1982). Dette avfallet bunnfeller ofte under anleggene, og slikt sediment avgir mye fosfor til vannet over. HALL and HOLBY (1986) målte så høye rater som 1-2 mmol fosfor/m²d. Dette var 40 - 400 ganger høyere enn i referanseområder. Lekkasje fra sedimentet kan gi forhøyede fosforverdier i bunnvannet under anleggene (ERVIK, JOHANNESSEN and AURE 1985). I tillegg kommer fosfor i fiskens ekskresjonsprodukter. De forhøyede verdiene er imidlertid begrenset til selve anleggsområdet og kan ikke spores utover i resipienten. Tilsvarende resultat er funnet i svenske (MÜLLER-HAECKEL 1986) og skotske undersøkelser (GOWEN, pers. med.).

Dynamikken i de marine systemene er uten tvil den viktigste grunnen til at det ikke bygger seg opp fosfatgradienter utover i resipienten. Vanntransporten er selv på strømsvake lokaliteter så stor at utslippene blir blandet ut i så store vannmengder at de vanskelig kan spores. Store tilførsler til innelukkede områder kan likevel gi noe forhøyede konsentrasjoner som tilfellet er ved anlegg 9 (jf. kap. 3. og 4.4.1).

Laksefisk skaffer seg en vesentlig del av sin energi ved å forbrenne protein. Forbrenningen produserer store mengder nitrogenholdig avfallsstoff som fisken skiller ut i form av vannløselig amoniakk (NH_3) eller urea ($\text{CO}_2(\text{NH}_2)_2$). Undersøkelser viser at hele 68-88% av det nitrogenet fisken tar inn blir skilt ut på denne måten, det alt vesentlige som amoniakk (GOWEN and BRADBURY, in press). I tillegg dannes det betydelige mengder ammonium i sedimentene (HALL and HOLBY 1986). I Norge har Statens forurensningstilsyn beregnet at produksjon av 1 tonn fisk gir et utslipp på 100 kilo nitrogen. Dette samsvarer meget godt med danske tall (MØLLER 1987). I vannet protolyseres ammoniakken til ammonium (NH_4^+), og de store utslippene av amoniakk gir sterkt forhøyede ammoniumkonsentrasjoner i oppdrettsanlegg. ERVIK, JOHANNESSEN and AURE (1985) fant at verdiene i anleggene lå 2-9 ganger høyere enn i upåvirkede referanseområder. Ammonium blir raskt tatt opp av primærprodusentene. En mer utførlig rapport om dette er under bearbeidelse (ERVIK, in prep.). Ammonium er derfor ikke tatt med i denne undersøkelsen.

I sjøvann blir amoniakk nitrifisert ved mikrobiell oksydasjon, d.v.s. omdannet til nitrat. I denne prosessen er nitritt (NO_2^-) et mellomprodukt. En annen mulig dannelsesmåte for nitritt er at planktonalger som er i dårlig forfatning lekker nitritt. Hos primærprodusentene er nitritt et mellomprodukt ved reduksjonen av nitrat til ammonium. Disse forholdene er nærmere diskutert av KIEFER et al. (1976) og HOLLIGAN, BALCH and YENTSCH (1984).

På grunn av den store produksjonen av amoniakk er nitrifikasjonen særlig aktuell i forbindelse med fiskeoppdrett. Stor nitrifikasjon vil gi forhøyede verdier av nitritt og nitrat i og omkring anleggene. Spesielt interessant er nitritt fordi konsentrasjonen av dette næringssaltet i naturlige systemer er meget lav storparten av året. Økte konsentrasjoner vil lett kunne oppdages og brukes til å overvåke utslippene fra anleggene. Forhøyede verdier ble bare observert i to tilfeller og i selve anleggene. De høye oktoberkonsentrasjonene er et årlig tilbakevendende fenomen og kan trolig settes i forbindelse med at bestanden av fyttoplankton frigir nitritt når den bryter sammen.

5. SEDIMENTERING

5.1. Sammendrag

Sedimenteringsratene var ikke høyere enn det som er påvist i andre og upåvirkede områder. Sedimenteringen i de øverste 25 m innenfor en avstand på 100-200 m fra anleggene var imidlertid høyere enn lenger ute i resipienten. Dette var tilfelle for totalt organisk materiale, organisk karbon, organisk nitrogen og totalt partikulært fosfor. Under våroppblomstringen ble det målt høye klorofyllverdier i anleggenes nærområde. De forhøyede sedimenteringsratene ved anleggene ble i de fleste tilfeller funnet i den øverste del av vannsøylen i perioder med stort fôrforbruk. I en avstand av omlag 250 m fra anleggene syntes sedimenteringen å være lite påvirket av anleggene. Sedimenteringen var her lavere enn det som er vanlig i slike områder. Det ble heller ikke funnet påvirkning nær bunnen i et dypbasseng.

I hele det undersøkte området omkring anleggene var det imidlertid en høy C/N verdi i det sedimenterte materiale. Dette viser at det sedimenterte materiale var sterkt nedbrutt. Dette kan tyde på at det var forhøyet biologisk aktivitet i områdene omkring fiskeoppdrettsanleggene. De økte sedimenteringsratene og høye C/N verdier var mest utpregede i et innelukket område hvor det var stor oppdrettsaktivitet.

Undersøkelsene viser altså relativt økte sedimenteringsrater i anleggenes umiddelbare nærhet og at høye C/N verdier i det organiske materiale kan observeres i et noe større område omkring anleggene. Det er særlig tilfelle i perioder med sterk fôring.

Sedimenteringsraten omkring anleggene (100 m) var bare 1/500 av det som vanligvis er observert rett under fiskeoppdrettsanlegg. Dette betyr at det aller meste av det organiske avfallet fra anleggene bunnfeller i selve anleggsområdet på lokaliteter med svak strøm og moderate dyp (10-20 m).

5.2. Målsetting

Målsettingen med undersøkelsen har vært :

- å se om driften ved oppdrettsanleggene fører til økt sedimentering fra øvre vannlag ved og et stykke fra anleggene.
- å se om økte sedimenteringsrater i vannsøylen fører til økte tilførseler av materiale til bunnen.
- å undersøke det sedimenterte materialet for å vurdere om den biologiske aktiviteten i området blir påvirket av fiskeoppdrett.

5.3. Forkortelser

Nedenfor er gitt en oversikt over forkortelser brukt i teksten.

KLO	a ekviv.	Klorofyll a ekvivalenter
POK		Partikulært organisk karbon
PON		Partikulært organisk nitrogen
TPM		Totalt partikulært materiale
POM		Partikulært organisk materiale
PUM		Partikulært uorganisk materiale
TPF		Totalt partikulært fosfor
C/N		Forholdet mellom antall karbon og nitrogen atomer

5.4. Materiale og metoder

5.4.1. Innsamlingsutstyr

Innsamlingene ble gjort med sedimentsamlere konstruert etter modell beskrevet av WASSMANN (1983). Utstyret er presentert i Fig. 5.1.

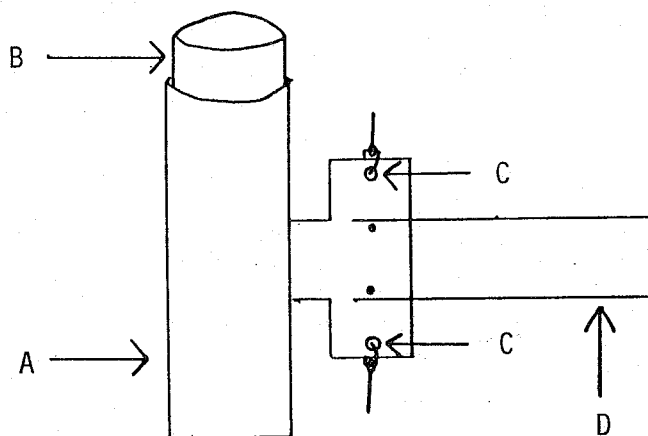


Fig. 5.1. Sedimentsamler. A - ytre rør av PVC, B - indre sedimentsamler av glass, C - festepunkt, D - ror.

Sediment trap. A - outer PVC container, B - inner glass cylinder, C - fixation points, D - rudder.

Sedimentsamlerne ble festet til en rigg som vist på Fig. 5.2. Undervannsbøye ble brukt for å hindre at bølgebevegelser på overflaten forplantet seg til samlerne slik at sedimentert materiale ble virvlet opp (resuspensert). Av samme grunn ble sedimentsamlerne tatt meget forsiktig opp til overflaten. Før utsetting ble samlerne tilsatt noen dråper kloroform for å redusere beiting og bakteriell nedbryting av materialet som var samlet (BLOESCH and BURNS 1980, BLOMQVIST and HÅKANSON 1981).

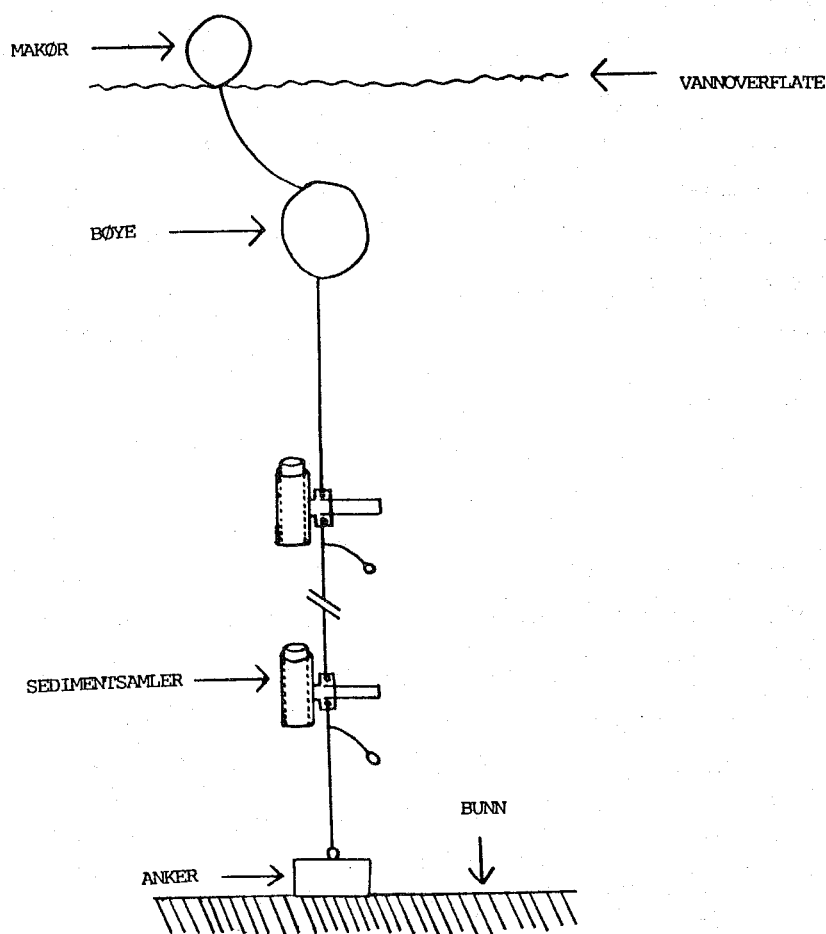


Fig. 5.2. Rigg med sedimentsamlere.

Rig with sediment traps.

5.4.2. Undersøkte anlegg.

Sedimentering ble undersøkt ved anlegg 2 og 9 (Fig. 3.2 og 3.8). Det er de samme anleggene der det ble gjort nærings saltundersøkelser (Jf. kap. 4).

Anlegg 2 ligger i et ytre fjordområde. Anlegget ligger i ly av noen småøyer som bremser strømmen. I dårlig vær vil det grunnet sjødrag være en del resuspensjon i resipienten. Lokaliteten er nærmere beskrevet i kap. 3.1 og 3.2.

Anlegget produserte 75 tonn fisk i 1984. Til dette ble det brukt 160 tonn tørrfôr. Det var ellers liten belastning på resipienten. For ytterligere opplysninger vises det til kap. 3.3.

Anlegg 9 ligger mer innelukket. Området har et største dyp på 89 m, med en terskel på 30 m. Bunnen under anlegget ligger over terskeldypet. Topografi, hydrografi og strøm er beskrevet i kap. 3.1 og 3.2. Produksjonen i anlegget var 65 tonn i 1984, med et fôrforbruk på 180 tonn mjukfôr. Resipienten er belastet av flere oppdrettsanlegg. Ytterligere opplysninger om anlegg 9 og resipienten er gitt i kap. 3.3.

5.4.3. Innsamlingsprogram.

To rigger ble plassert ved hvert anlegg på de samme stasjonene hvor det ble tatt prøver av nærings salter og bunnfauna. Stasjonsplasseringen er vist på Fig. 3.2 og 3.8. Den øverste sedimentsamleren ble plassert 10 m under overflaten, den nederste minst 5 m over bunnen for å redusere virkningen av resuspensjonen. Den mellomste samleren på st. 9.3 ble plassert rett over terskeldypet (Se Tabell 5.1).

Sedimentsamlerne stod ute fra 21 til 44 dager mellom hver tømning. Nærmere opplysninger er gitt i Tabell 5.2.

5.4.4. Analyse.

Innholdet i sedimentsamlerne ble transportert til laboratorium for videre behandling. Prøvene ble rystet omhyggelig for å få en mest mulig homogen

Tabell 5.1. Måledyp, totaldyp og stasjonens avstand fra anleggene.

Measurement depth, total depth and distance from fish farms.

	stasjonsnummer			
	2.2	2.3	9.2	9.3
Måledyp	10 m	10 m	10 m	10 m
	15 m	15 m	25 m	25 m
				85 m
Totaldyp	20 m	28 m	30 m	89 m
Avstand fra anlegg (m)	120	250	120	260

Tabell 5.2. Utsettings- og innsamlingsdatoer, samt lengden av innsamlingsperiodene.
I perioden 030784 - 170784 (14 døgn) var samlerne på land for reparasjon.

Date when the traps were sat out, sampling date, and duration of sampling period.
Sediment traps were ashore during the period from 03.07.84 to 17.07.84 (two weeks) for repair.

Innsamlingsperiode	Lengde av innsamlingsperiode (døgn)
030584 - 050684	33
050684 - 030784	28
170784 - 070884	21
070684 - 030984	27
030984 - 031084	30
031084 - 291084	26
291084 - 121284	44
121284 - 160185	35
160185 - 120285	27
120285 - 130385	29
130385 - 100485	28
100485 - 140585	34
140585 - 180685	35

fordeling av partiklene, og delprøver ble tatt ut. For hver parameter ble det tatt tre replikate prøver. Det partikulære materialet i delprøvene ble filtrert over på filtre som egnet seg for de ulike analysene. Filtreringsvolumet ble forsøkt holdt konstant. I noen tilfeller måtte filtreringsvolumet reduseres da prøvene inneholdt store mengder partikler som tettet igjen porene i filtrene.

Tabell 5.3 gir en oversikt over hvilke parametre som ble undersøkt, og referanser til de analysemetodene som ble benyttet.

Tabell 5.3. Oversikt over de parametrene som ble analysert med referanser til metodebeskrivelse. Tabellen gir også de vanlige forkortelsene av undersøkte parametre.

Overview of the analysed parameters with reference for the method employed. The table also gives common abbreviations for the parameters.

Parameter	Forkortelser	Referansnr.
Totalt partikulært materiale	TPM	(1)
Partikulært uorganisk materiale	PUM	(1)
Partikulært organisk materiale	POM	(1)
Partikulært organisk karbon	POK	(2)
Partikulært organisk nitrogen	PON	(2)
Totalt partikulært fosfor	TPF	(3)
Klorofyll <u>a</u> ekvivalenter	KLO <u>a</u> ekviv.	(4)

Referanser:

1. DEAN (1974), MOOK and HOSKIN (1982)
2. PELLA (1978)
3. GRASHOFF (1976)
4. YENTSCH and MENZEL (1963), HOLM-HANSEN et al. (1965), HENDRIKSON (1975).

5.5. Resultater

Samtlige resultater er presentert i vedleggsdel 2. Opplysninger om månedlig fôrforbruk er gitt i Fig. 3.11.

Den daglige sedimenteringsraten av totalt partikulært materiale (TPM) ved begge anleggene er vist i Fig. 5.3. Figuren viser også partikulært organisk karbon (POK) i prosent av totalt partikulært materiale.

Sedimenteringsratene for TPM i 10 m på alle stasjoner varierte med årstiden, med lave verdier i januar - februar. Største måledyp på st. 9.3 skilte seg ut ved å ha høye sedimenteringsrater, særlig i mai og juni 1984. Dette skyldes mest sannsynlig resuspensjon i forbindelse med innstrømming av nytt vann til området i denne perioden (se Fig. 3.9 angående oksygenforholdene på st. 9.3).

Sedimenteringsratene var markert høyere nær anleggene (st. 2.2 og 9.2) enn de var lengre ute i resipienten (st. 2.3 og st. 9.3). Dette var mest utpreget i det innelukkede området ved anlegg 9, og forskjellen var størst i den øverste delen av vannsøylen (grunnere enn 10 m).

I den mer eksponerte resipienten ved anlegg 2 synes forskjellene i sedimenteringsratene på 15 meters dyp å være mindre påvirket av avstanden fra anlegget.

Det prosentvise innhold av partikulært organisk karbon i det sedimenterte materiale var lavest i perioden fra oktober til februar ved anlegg 2. Ved anlegg 9 var innholdet av partikulært organisk karbon noe høyere. Innholdet av organisk materiale var høyest nær anleggene (heltrukne kurver). Dette var særlig fremtredene ved anlegg 9. Det dype målepunktet på st. 9.3 skilte seg ut ved å ha mindre markerte årstidsvariasjoner POK uttrykt i prosent av TPM.

Figur 5.4 viser daglige sedimenteringsrater for partikulært organisk karbon (POK) samt forholdet mellom antall karbon- og nitrogenatomer (C/N-verdi).

Sedimenteringsratene til POK viste utpreget sesongvariasjon, med lave vinter- og høye vår- og sommerverdier. På det dypeste målepunktet på st. 9.3 var dette mindre utpreget. Høye verdier i mai - juni skyldes trolig resuspensjon i forbindelse med innstrømming.

Forholdet mellom POK og PON (C/N-verdi) var mest stabilt ved anlegg 2. Forholdet ble lite påvirket med avstand fra anlegget eller dyp - verdiene

lå i området fra 8 til 15. C/N-verdiene ved anlegg 2 synes å være høyest i perioden juli-januar, og lavest på forsommeren.

Ved anlegg 9 varierte C/N-verdiene markert både med avstand fra anlegget og med dypet. På 10 meters dyp var det minima i oktober og februar, og maksima i juni- juli, desember og april på begge stasjonene. Dette var mest markert på st. 9.3 som lå lengst fra anlegget - verdiene varierte her mellom 7 og 16. På 25 meters dyp var det også godt samsvar mellom de to stasjonene, men C/N-verdiene var mer stabile enn på 10 m. Også her var det høye verdier i november-desember og lave i februar-mars.

På 85 m på st. 9.3 lå C/N-verdiene mellom 9 og 16, og det varierte mindre enn høyere oppe i vannsøylen.

Sedimentering av partikulært organisk nitrogen (PON) er vist i Fig. 5.5. Figurene viser også forholdet mellom antall nitrogen- og fosforatomer.

Sedimentering av PON og POK viste store likheter både når det gjaldt årstidsvariasjon og når det gjaldt effektene av avstand fra anlegg og dyp. Sedimenteringsratene for PON blir derfor ikke kommentert særskilt.

Det atomære forhold mellom N og P skiller seg derimot fra C/N- verdiene. PON/TPF viste markant sesongvariasjon med lave verdier i perioden august-januar. Dette var mest utpreget i den øverste delen av vannsøylen. Det var derimot liten forskjell mellom de to stasjonene ved hvert anlegg. Avstanden fra anleggene synes derfor å ha liten betydning.

Sedimenteringsratene til TPF fra hele undersøkelsesperioden er gitt i Fig. 5.6. Figurene viser også forholdet mellom antall karbon- og fosforatomer i det sedimenterte materialet.

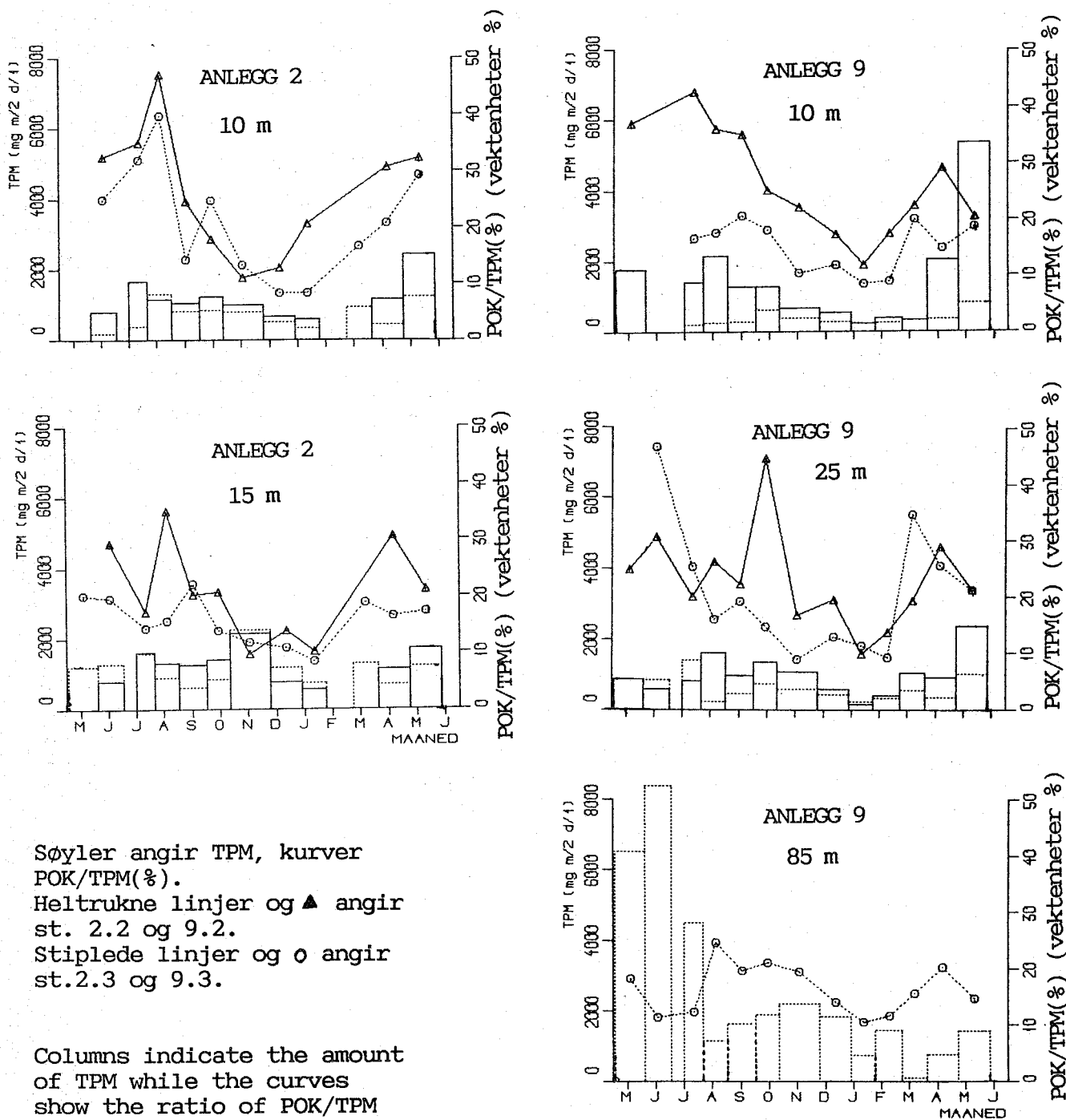
Ved begge anlegg var sedimenteringsraten for TPF høyest nær anleggene. Dette var tilfelle både på 10, 15 og 25 meters dyp. Sedimenteringsraten var minst fra november til februar. Forskjellen i sedimenteringsraten til TPF mellom stasjonene var størst ved anlegg 9.

Forholdet mellom POK og TPF viste samme trend som PON/TPF-forholdet så dette forhold vil ikke bli kommentert nærmere her.

Fig. 5.7 viser daglige sedimenteringsrater for klorofyll a ekvivalenter (KLO a ekviv.) og forholdet mellom partikulært organisk karbon (POK) og KLO a ekviv.

De høye sedimenteringsratene av KLO a ekviv. i mai 1984 og i mars 1985, spesielt ved st. 9.2, 10 m, skyldes de årlige oppblomstringene av kiselalger (diatomeer). Diatomeene blomstrer opp i store konsentrasjoner om våren, og når de så har brukt opp det meste av næringen i området, dør algene og sedimenterer ut av vannmassene. Ved st. 2.2 var det ikke sedimentfeller ute i de samme periodene som på st. 9 (Jf. Tabell 5.2).

Høye POK/KLO a ekviv. tyder på at tilført partikulært organisk karbon ikke stammer fra planteplanktonet (primærprodusentene). Av Fig. 5.7 kan man se at POK/KLO a ekviv. var høyest nær anleggene. Ved anlegg 2 var verdiene høyest på 10 m dyp på ettersommeren 1984 og våren 1985. Ved anlegg 9 var verdiene på St. 9.2, 10 m dyp, særlig høye ettersommeren 1984 og på 25 m dyp våren 1985.



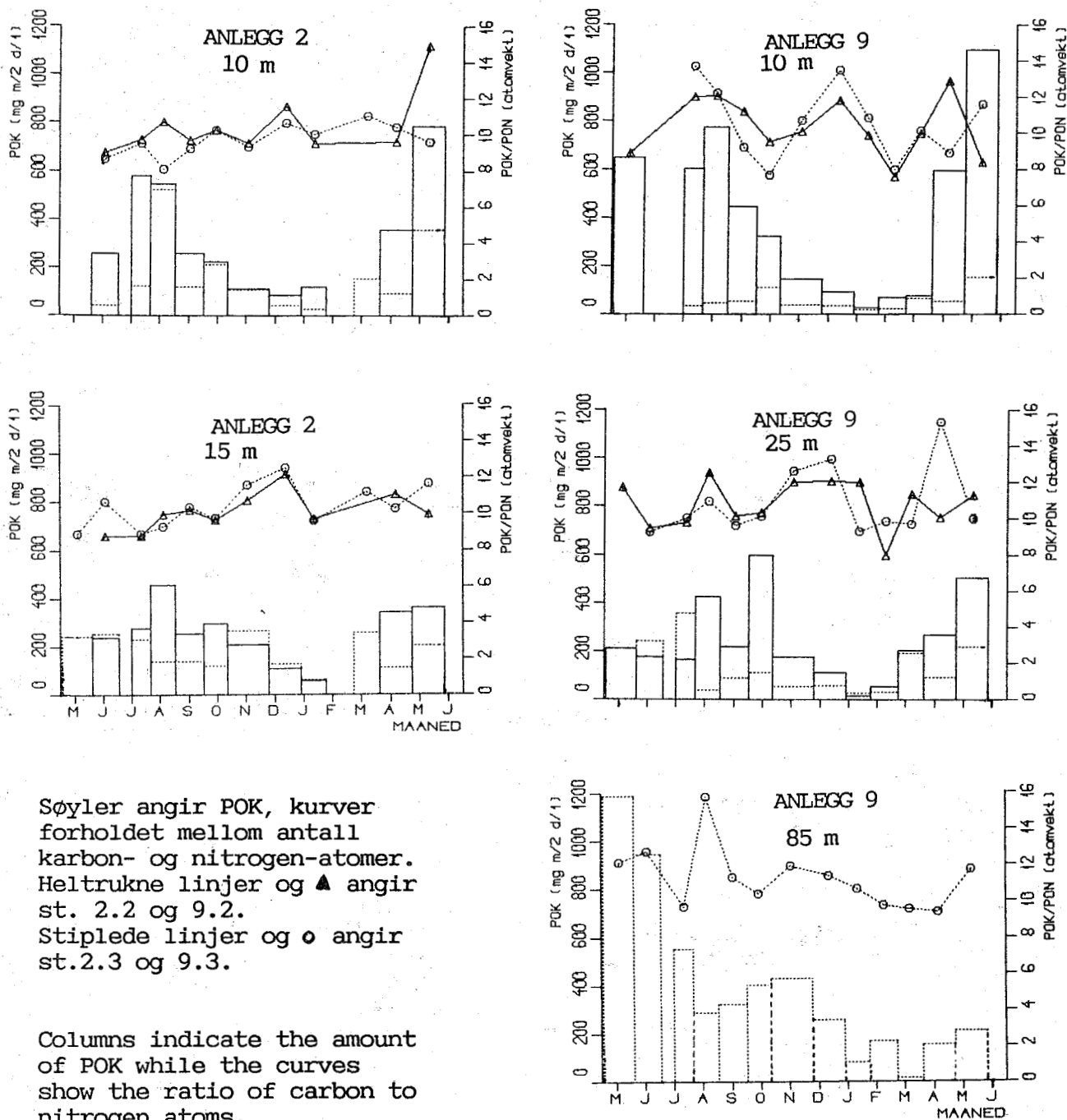
Søyler angir TPM, kurver
POK/TPM(%).
Heltrukne linjer og ▲ angir
st. 2.2 og 9.2.
Stiplede linjer og ○ angir
st.2.3 og 9.3.

Columns indicate the amount
of TPM while the curves
show the ratio of POK/TPM
(%).

Solid line and ▲ illustrate
station 2.2 and 9.2.
Dashed line and ○ illustra-
te station 2.3 and 9.3.

Fig. 5.3. Daglig sedimenteringsrate av totalt partikulært materiale (TPM) uttrykt i $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (TPM) og det prosentvise innhold av partikulært organisk karbon (POK) i forhold til TPM ved anlegg 2 og 9 i perioden mai 84 - juni 1985.

Daily sedimentation rates of total particulate material (TPM) in $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ and the relative percentage of particulate organic carbon (POK) to TPM at fish farm 2 and 9 from May 1984 to June 1985.



Søyler angir POK, kurver forholdet mellom antall karbon- og nitrogen-atomer. Heltrukne linjer og ▲ angir st. 2.2 og 9.2. Stiplede linjer og ○ angir st. 2.3 og 9.3.

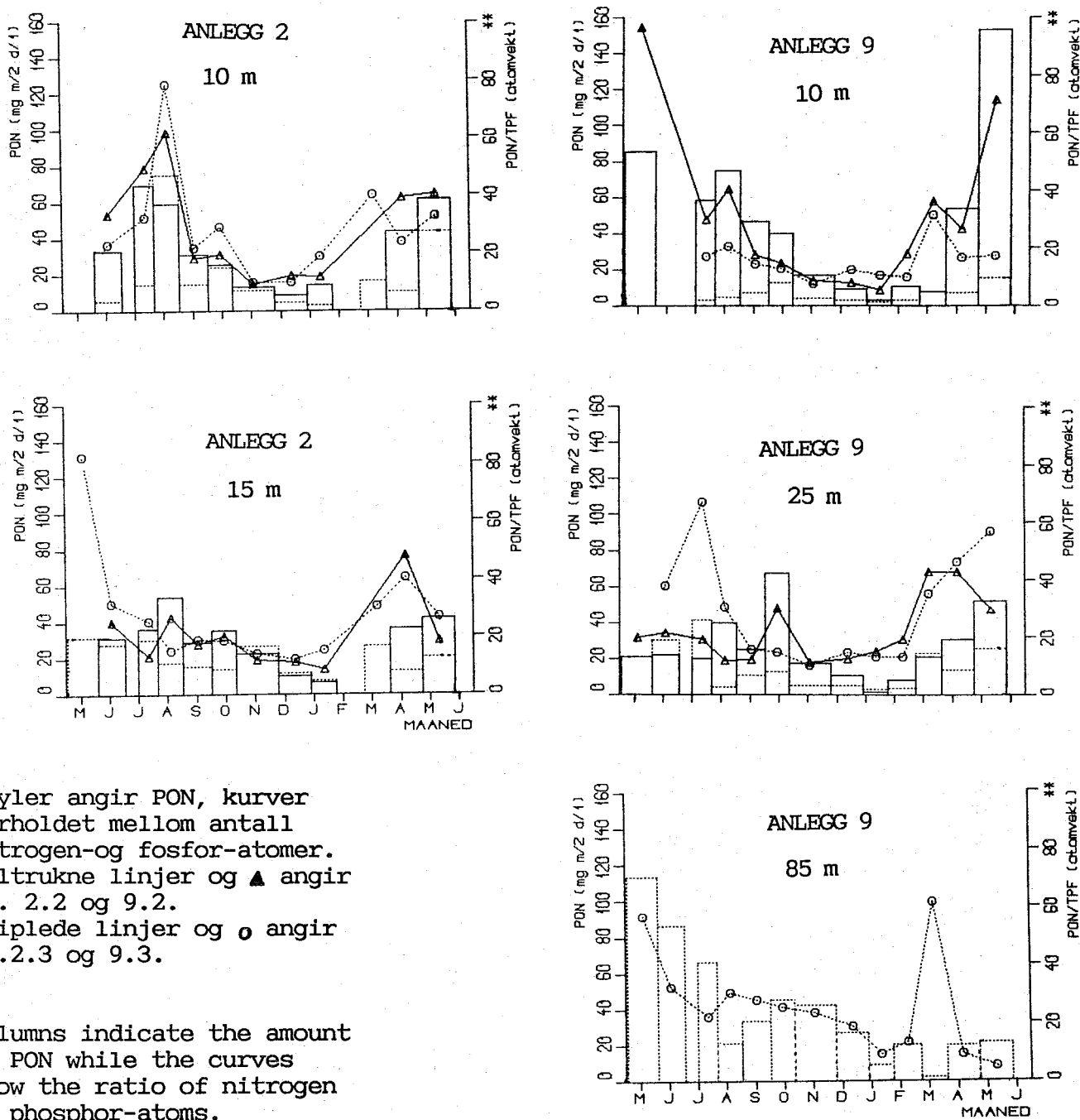
Columns indicate the amount of POK while the curves show the ratio of carbon to nitrogen atoms.

Solid line and ▲ illustrate station 2.2 and 9.2.

Dashed line and ○ illustrate station 2.3 and 9.3.

Fig. 5.4. Daglig sedimenteringsrate for partikulært organisk karbon (POK) uttrykt i $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ og atomære forhold mellom partikulært organisk karbon og partikulært organisk nitrogen (PON) (C/N-verdier) ved anlegg 2 og 9 i perioden mai 84 - juni 1985.

Daily sedimentation rates of particulate organic carbon (POK) in $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ and the atomic ratio between POK and particulate organic nitrogen (PON) (C/N ratio) at fish farm 2 and 9 from May 1984 to June 1985.

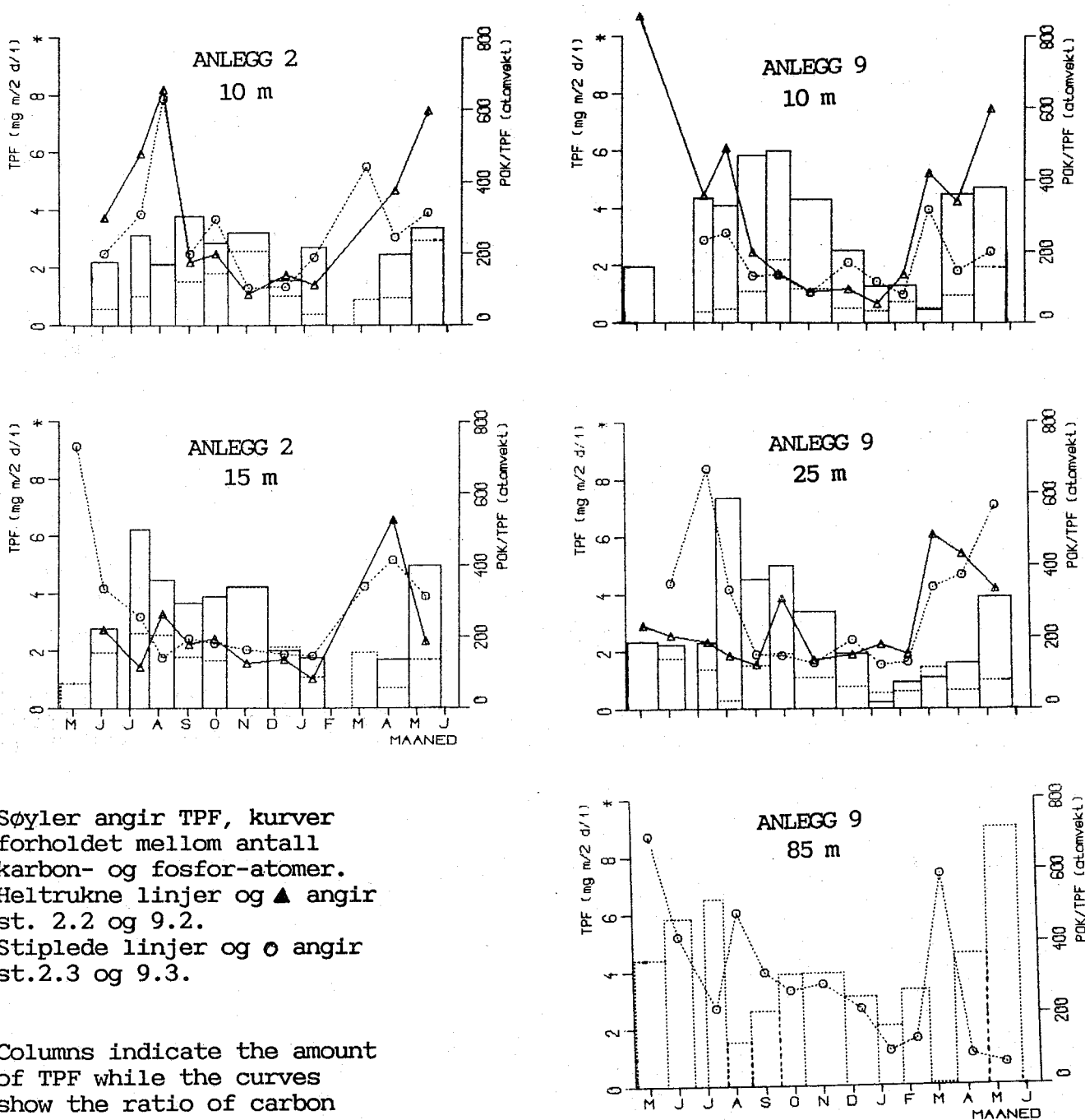


Søyler angir PON, kurver forholdet mellom antall nitrogen-og fosfor-atomer. Heltrukne linjer og \blacktriangle angir st. 2.2 og 9.2. Stiplede linjer og \circ angir st.2.3 og 9.3.

Columns indicate the amount of PON while the curves show the ratio of nitrogen to phosphorus-atoms. Solid line and \blacktriangle illustrate station 2.2 and 9.2. Dashed line and \circ illustrate station 2.3 and 9.3.

Fig. 5.5. Daglig sedimenteringsrate for partikulært organisk nitrogen (PON) uttrykt i $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ og det atomære forhold mellom PON og totalt partikulært fosfor (TPF) ved anlegg 2 og 9 i perioden mai 84 - juni 1985.

Daily sedimentation rates of particulate organic nitrogen (PON) in $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ and the atomic ratio between PON and the total particulate phosphate (TPF) at fish farm 2 and 9 from May 1984 to June 1985.

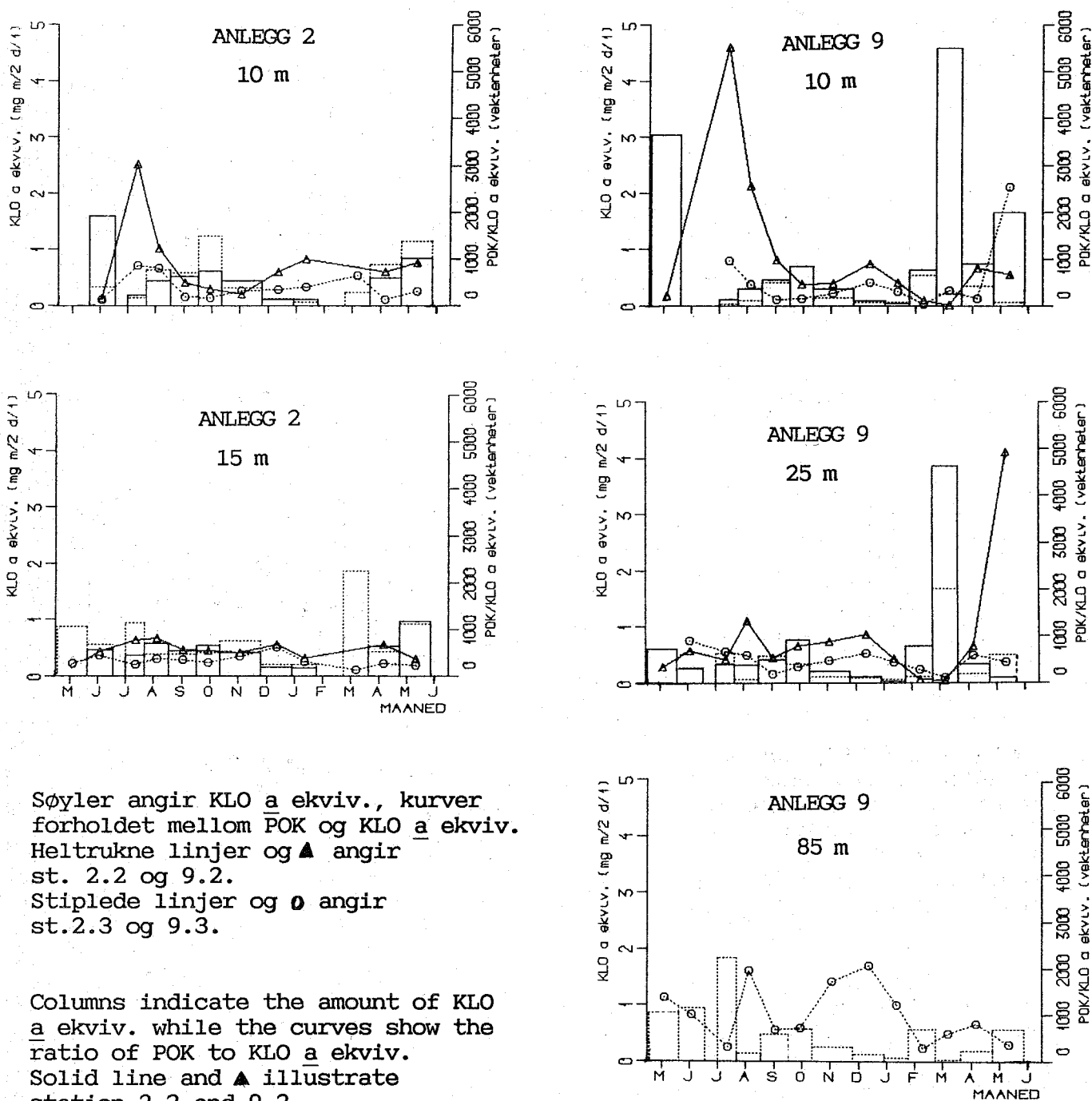


Søyler angir TPF, kurver forholdet mellom antall karbon- og fosfor-atomer. Heltrukne linjer og ▲ angir st. 2.2 og 9.2. Stiplede linjer og ○ angir st. 2.3 og 9.3.

Columns indicate the amount of TPF while the curves show the ratio of carbon to phosphor-atoms. Solid line and ▲ illustrate station 2.2 and 9.2. Dashed line and ○ illustrate station 2.3 and 9.3.

Fig. 5.6. Daglig sedimenteringsrate for totalt partikulært fosfor (TPF) uttrykt i $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ og det atomære forhold mellom POK og TPF ved anlegg 2 og 9 i perioden mai 84 - juni 1985.

Daily sedimentation rates of total particulate phosphate (TPF) in $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ and the atomic ratio between POK and TPF at fish farm 2 and 9 from May 1984 to June 1985.



Søyler angir KLO a ekviv., kurver forholdet mellom POK og KLO a ekviv. Heltrukne linjer og ▲ angir st. 2.2 og 9.2. Stiplede linjer og ○ angir st. 2.3 og 9.3.

Columns indicate the amount of KLO a ekviv. while the curves show the ratio of POK to KLO a ekviv. Solid line and ▲ illustrate station 2.2 and 9.2. Dashed line and ○ illustrate station 2.3 and 9.3.

Fig. 5.7. Daglig sedimenteringsrate for klorofyll a ekvivalent (KLO a ekviv.) uttrykt i $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ og forholdet mellom partikulært organiske karbon (POK) og KLO a ekviv. ved anlegg 2 og 9 i perioden mai 1984 og juni 1985.

Daily sedimentation rates of chlorophyll a equivalents (klo.a.-ekvi.) in $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ and the ratio between POK and klo.a.ekvi. at fish farm 2 and 9 from May 1984 to June 1985.

5.6. Diskusjon

5.6.1. Fysiske og biologiske karakteristika på målestasjonene

Begge anleggene ligger i overgangssoner (blanding av kystvann og fjordvann, se kap. 3.2). De står i nær forbindelse med et større fjordsystem, og biologisk sett bærer de preg av det.

5.6.2 Sedimenteringsratene i øvre vannlag

Sedimenteringsratene til TPM er ikke høyere enn en har funnet i andre sedimenteringsundersøkelser på vestlandet (WASSMANN 1983, 1984, 1985; SKJOLDAL and WASSMANN 1986; ORDEMANN 1987). Sedimenteringsratene til POK, PON, TPF og KLO a ekviv. var derimot til tider klart større. Normale sedimenteringsrater for de forannevnte parametre er angitt i tabell 5.4.

Tabell 5.4. Normale sedimenteringsrater for undersøkte parametre i øvre vannlag.

Common sedimentation rates in the upper layers for the parameters investigated.

POK	200	-	300	mg m ⁻² d ⁻¹
PON	20	-	30	"
TPF	1	-	3	"
KLO <u>a</u> ekviv.	0.1	-	0.3	"

I denne undersøkelsen var det ikke uvanlig å finne sedimenteringsrater for POK > 500 mg m⁻² d⁻¹, for PON > 40 mg m⁻² d⁻¹, for TPF > 4 mg m⁻² d⁻¹ og KLO a ekviv. > 0.6 mg m⁻² d⁻¹. De høyeste sedimenteringsratene for POK, PON, TPF og KLO a ekviv. ble særlig funnet på st. 9.2 i 10 m, men også st. 2.2 i 10 m kunne til tider ha slike høye sedimenteringsrater (Fig. 5.4, 5.5, 5.6).

5.6.3. Sedimenteringsratene i øvre vannlag sammenlignet med fôrforbruket

Sedimenteringsratene for TPM, POK, PON og TPF nær anleggene følger tilnærmet fôrforbruket, og har de høyeste verdiene om sommeren og høsten når fôrforbruket er høyt (Fig. 5.3, 5.4, 5.5 og 5.6). Sedimenteringen av KLO a - ekviv. har derimot de høyeste verdiene i mars - april etter våroppblomstringen.

5.6.4. Sammenligning av sedimenteringsratene i øvre vannlag i en gradient ut fra anlegget

Andre undersøkelser av sedimenteringsrater i områder hvor det var oppdrettsanlegg, har målt stor sedimentering rett under anleggene, dels også på referansestasjon et godt stykke i fra anleggene (ERVIK, JOHANNESSEN and AURE 1985, HALL and HOLBY 1986).

ERVIK et al. (1985) fant sedimenteringsrater for POM som var ca 500 ganger større enn sedimenteringsratene i vannmassene på 10, 15 og 25 m i denne undersøkelsen. TPN, POK, TPM og TPF hadde klart høyere sedimenteringsrate nær anleggene. Dette var særlig markert ved anlegg 9. Sedimenteringen av KLO. a ekviv. var markert høyere nær anleggene. Det er klart at driften av anleggene gir økt sedimentering like ved anlegget. Undersøkelsene av bunn-dyr (kap. 6) viser lignende lokal påvirkning.

5.6.5. Sammensetning av det sedimenterte materialet i øvre vannlag

Materialet som sedimenterte hadde til tider meget høyt organisk innhold. PUM/TPM (%) og POK/TPM (%) gir informasjon om det sedimenterte materialets uorganiske og organiske innhold. PUM/TPM (%) utgjør normalt ca 60 % om våren, sommeren og høsten, og 80 % eller mer om vinteren. POK/TPM (%) er normalt ca 20 % eller mindre (SMETACEK 1984). De laveste forholdene for PUM/TPM (%) som ble målt i denne undersøkelsen, var 31,2 og 13,4 på 10 m, henholdsvis på st. 2.2 og 9.2. Som for TPM, POK, PON og TPF var dette klart relatert til fôrforbruket.

ERVIK et al. (1985) fant at PUM/TPM (%) i sedimentet like under merdene var ca 42 % i perioder med sterk foring. Tilsvarende verdier ble funnet i det sedimenterte materialet på både st. 2.2 og 9.2, og tildels på st. 2.3 i alle dyp (vedleggsdel 2). Dette viser at materialet som sedimenterer like under anleggene er likt det som sedimenterer rundt anleggene. Det er også klart at sedimenteringsrater og sammensetning av det sedimenterte materiale bestemmes av fôringsintensiteten ved anleggene.

Selv om det organiske innholdet var meget høyt i det sedimenterte materialet, var materialet som sedimenterte gjennom store deler av undersøkelsen, sterkt refraktært, dvs. mye nedbrudt. Dette kan sees spesielt på C/N-verdiene, men indikeres også ved POK/TPF, PON/TPF og forholdene mellom POK og KLO a ekviv.

Det var bare fra februar til mars 1985 ved st. 9.2 på 10 og 25 m at C/N-verdiene var < 9 (Fig. 5.4). Materiale som har C/N-verdier > 9 regnes for å være sterkt nedbrutt (FUKAMI, SIMUDU and TAGA 1985). Resultatene henger mest sannsynlig sammen med de høye sedimenteringsratene til KLO a ekviv. (Fig. 5.7) i denne perioden, og med lav utfôring (Fig. 3.11).

Høye C/N-verdier er vanlig om vinteren når den biologiske aktiviteten er svært lav, mens det om våren, sommeren og høsten er vanlig å finne C/N-verdier rundt 8 eller lavere (WASSMANN 1983, 1984, 1985, ORDEMANN 1987). En gjennomsnittlig C/N-verdi på ca 10,4 for hele undersøkelsesperioden på 10 m dyp ved f.eks. St. 2.2 og 9.2 er ekstremt høyt (Fig. 5.4). Dette kan skyldes to forhold:

1. Den organiske tilførselen fra anleggene øker den biologiske produksjon/aktivitet så kraftig at resirkulering av materiale blir svært høy (WASSMANN 1985, ORDEMANN 1987), noe som gir høye C/N - verdier (HANSEN og RASK 1985). Stimulering av den biologiske aktiviteten pga. fôrspill fra oppdrettsanlegg er også nevnt i kap. 6, samt hos ERVIK et al. (1985).

2. De høye C/N - verdiene kan også skyldes at avfallet i seg selv har et høyt innhold av karbon sammenlignet med nitrogeninnholdet. Høye C/N-verdier, men lave sedimenteringsrater av POK tyder på at dette ikke er tilfelle.

Forholdet mellom POK og TPF, og mellom PON og TPF er også størst når næringspartikler resirkuleres. Resirkuleringen er størst om høsten. Om vinteren og ved "ny" produksjon er det atomære forhold mellom POK og TPF, og mellom PON og TPF lavest (SMETACEK 1984). Med "ny" produksjon menes den primærproduksjon som skyldes en næringsstoffs tilførsel etter omrøring av vannmasser, eller ved tilførselen av næringsstoffer pga. menneskelig aktivitet (EPPLLY and PETERSON 1979). Det atomære forholdet mellom POK og TPF og mellom PON og TPF ligger normalt mellom henholdsvis 100 til 300 og 10 til 30 (WASSMANN 1983, 1984, 1985, ORDEMANN 1987).

Forholdet mellom POK og TPF var ekstremt høyt våren 1985. I 10 m på st. 2.2 og 9.2 var forholdene ca 600. Tilsvarende verdier ble funnet på st. 9.2 i mai 1984 (Fig 5.6). Dette synes som for de andre resultatene å henge sammen med høyt fôrforbruk.

Det samme var tilfelle for forholdet mellom PON og TPF, som hadde verdier på 40 og 71 henholdsvis på st. 2.2 og 9.2 i 10 m (Fig. 5.5). I tillegg var forholdet mellom PON og TPF meget lavt ved st. 9.2 i 10 m fra oktober (8,67) til midten av februar (5,49) (vedlegg 2), dvs. høyt fosfor- i forhold til nitrogen-innhold. De høye sedimenteringsratene for TPF kan

skyldes:

1. tilførsel fra fôr og ekskrementer som løses direkte i vannet, eller
2. resuspensjon fra sedimentet under anlegget.

Orthofosfat som har vært i anoksiske miljø kan binde seg til partikler i oksiske vannmasser (E. PAASCHE, pers. medd.). Sedimentet under oppdrettsanleggene inneholder store mengder orthofosfat, og miljøet her er ofte anoksiske. HALL and HOLBY (1986) har funnet at sedimentet under merder kan lekke fra 1-2 mmole $m^{-2} d^{-1}$ i oksiske vannmasser gjennom kultiveringsperioden. De høye sedimenteringsratene av TPF skyldes trolig resuspensjon fra sedimentet under anlegget (Jf. kap. 4).

POK/KLO \bar{a} ekviv. er lavest om våren og høsten ved de store planteplankton oppblomstringene, og høyest om vinteren og sommeren. Under en oppblomstring ligger forholdet for det sedimenterte materialet normalt mellom 200 og 300. Om vinteren og sommeren varierer forholdstallene kraftig, alt fra 600 til ca 1500 er blitt målt i tidligere undersøkelser (SMETACEK 1980, WASSMANN 1983, 1984, 1985, ORDEMANN 1987). I denne undersøkelsen ble det målt ekstreme verdier på 3031 og 5515 sommeren 1984 i 10 m på henholdsvis st. 2.2 og 9.2. Dette viser at pigmentinnholdet i det sedimenterte materialet var svært lavt. De mest ekstreme forholdstallene for POK/KLO \bar{a} ekviv. fantes da også når utfôringen var på det høyeste. Tilsvarende høye verdier ble ikke funnet på St. 2.3 og 9.3.

Den årlige sedimentering av POK nærmest anleggene (st. 2.2 og 9.2) i 15-25 m dyp var 70-80 $g m^{-2} \text{år}^{-1}$. Ved st 2.3 og 9.3 var den redusert til omlag 50 $g m^{-2} \text{år}^{-1}$. Sammenlignet med resultatene for tilsvarende undersøkelser på Vestlandet (SKJOLDAL and WASSMANN 1986, WASSMANN 1983, 1984, 1985) var den årlige sedimentering av POK ved st. 2.3 og 9.3 lav. Nær anleggene var den imidlertid på samme nivå som i de tidligere undersøkelsene (Fig. 5.8).

Den foreliggende undersøkelsen viser likevel at vannmassene ved anleggene var påvirket av driften. Spesielt merkes dette på sammensetningen av det sedimenterte materiale, men også differansen mellom sedimenteringen nær og et stykke fra anleggene var markert.

5.6.6. Forholdene på st. 9.3, 85 m dyp

Som nevnt i kap. 3.3 lå det flere andre oppdrettsanlegg rundt st. 9.3. Bassenget vil derfor fungere som en resipient for samtlige oppdrettsanlegg i området.

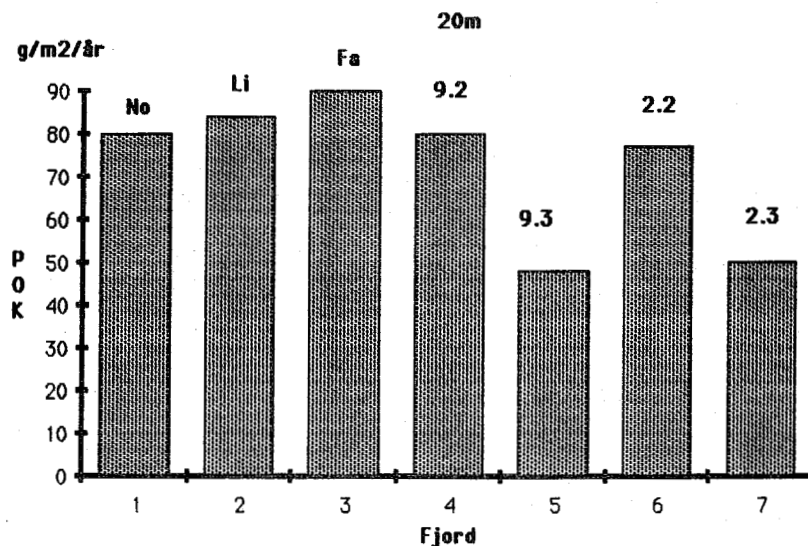


Fig. 5.8. Årlig sedimentering av POK i omlag 20 m dyp i Nordåsvannet (NO), Lindåspollene (LI), Fanafjorden (FA) 60 m dyp, st. 2.2 og 2.3, st. 9.2 og 9.3.

Annual sedimentation of POK at 20 m depth in Nordåsvannet (NO), Lindåspollene (LI), Fanafjorden (FA) at 60 m depth, and station 2.2, 2.3, 9.2, and 9.3.

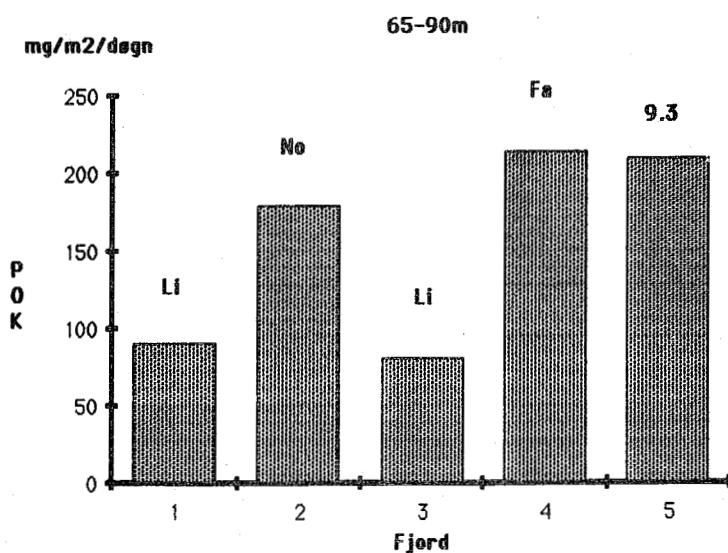


Fig. 5.9. Midlere sedimenteringsrate av POK i 65-90 m dyp i Nordåsvannet (NO), Lindåspollene (LI), Fanafjorden (FA) og ved st. 9.3. (1 - LI 1982, 3 - LI 1981).

Average sedimentation rate of POK at 65-90 m depth in Nordåsvannet (NO), Lindåspollene (LI), Fanafjorden (FA) and at station 9.3 (1 - LI 1982, 3 - LI 1981)

Innholdet av organisk karbon i det sedimenterte materialet om høsten, dvs. fra august til desember 1984 på st. 9.3 i 85 m, var relativt høyt dypet tatt i betraktning. I Lindåspollene og i Fanafjorden har en funnet verdier som var 25 % lavere (WASSMANN 1984, ORDEMANN 1987). Det økte organiske innholdet i det sedimenterte materialet kan skyldes oppdrettsanleggene i området.

Fra mai til juni 1984 var sedimenteringsratene for TPM, PUM og POK høye i forhold til resten av innsamlingsperioden. Dette skyldes mest sannsynlig at innstrømming av nytt oksygenrikt vann ga økt resuspensjon (Fig. 3.9). De høye sedimenteringsratene i denne perioden skyldes derfor trolig naturlige hydrografiske forhold.

Årlig midlere sedimenteringsrate av POK i 85 m dyp ved st. 9.3 var på samme nivå som observert i Fanafjorden og Nordåsvannet. Lindåspollene har omlag halve verdiene pga. lavere produksjon (Fig. 5.9) (WASSMANN 1983, 1984, 1985). Nordåsvannet og Lindåspollene er typiske poller slik at forholdene i Fanafjorden er mest sammenlignbare med forholdene på st. 9.3. Det synes derfor at den relativt store produksjonen av fisk i området ved st. 9.3 har hatt liten innvirkning på tilførslene av POK til dypvannet.

Oksygenforbruket på 0,8-1,0 ml/l/måned i dypvannet ved st. 9.3 virker allikevel noe høyt sammenlignet med sammenlignbare basseng.

6. BUNNFAUNA

6.1. Sammendrag

Bunnfauna og sediment ble undersøkt i 1984 og 1985 ved ni oppdrettsanlegg, fire i Sør-Trøndelag og fem i Hordaland. Faktorer som topografi, hydrografi, strøm, tilførsler fra land, anleggstørrelse og fôringsrutiner ga spesielle forhold ved hvert enkelt anlegg. Det er derfor vanskelig med dagens kunnskap å vurdere påvirkningen fra det enkelte oppdrettsanlegg ut fra generelle retningslinjer. Følgelig må hver oppdrettslokalitet undersøkes og vurderes separat. Påvirkningen fra anleggene var i de fleste tilfellene lokal, men i noen innestengte områder ble større deler av resipienten berørt. Bunndyrundersøkelser sammenholdt med sedimentobservasjoner synes å være en egnet metode til å overvåke resipienter med oppdrettsanlegg. Det ble foretatt enkle strandundersøkelser ved anleggene. Resultatene viste at påvirkningen i strandsonen var liten og svært lokal.

6.2. Målsetting

Målsettingen med denne delen av undersøkelsen var:

1. Se på i hvilken grad matfiskanlegg påvirker bunnfauna og strandsoner.
2. Gi en tilstandsbeskrivelse av bunnfauna og sediment ved matfiskanlegg.
3. Samle inn et referansemateriale som senere kan brukes til sammenligninger for å påvise endringer i forholdene ved anleggene.

6.3. Materiale og metoder

6.3.1. Innsamlingsprogram

Fire anlegg ble undersøkt i Sør-Trøndelag, to i mai 1984 og to i juni 1985. I Hordaland ble fem anlegg undersøkt, to i mai 1984 og tre i mai 1985. Utstyr ble stilt til disposisjon av Institutt for Marinbiologi, Universitetet i Bergen, som også holdt båt til innsamling i Hordaland. M.K. "Skagholm" ble benyttet ved innsamling i Sør-Trøndelag.

I Fig. 3.1-3.8 er det tegnet kartskisser over områdene med de enkelte stasjonene avmerket. Driftsdata fra anleggene er satt opp i Tabell 3.5. Prøvetakingsstasjonene ved hvert anlegg er fortløpende nummerert etter anleggsnummer. Prøvene måtte av praktiske og økonomiske grunner samles inn over to år. Data for prøveinnsamling er presentert i Tabell 6.1.

6.3.2. Sedimentundersøkelser

Fra en grabbprøve på hver stasjon ble det tatt en sedimentprøve gjennom en luke på toppen av grabben (Fig. 6.1). Sedimentprøven ble analysert med hensyn på størrelsessammensetningen av partikler, og det organiske innholdet ble bestemt ved en enkel glødetapsanalyse. Partikkelfordeling ble undersøkt med våtsikting av sedimentet (FOLK 1968). For partikler mindre enn 0,063 mm ble pipetteanalyse benyttet. Innholdet av organisk stoff ble bestemt etter metode gitt av MOUM (1967).

Analysene av partikkelfordeling og organisk innhold i sedimentet er gjort av cand.real. H. Grønning.

6.3.3. Bunndyrundersøkelser

Antall stasjoner og plasseringen av disse er avgjort utfra de topografiske forholdene og anleggets plassering. Prøvetakingsstasjonene ble forsøkt plassert langs en antatt forurensingsgradient fra anleggene og ut mot upåvirkede områder.

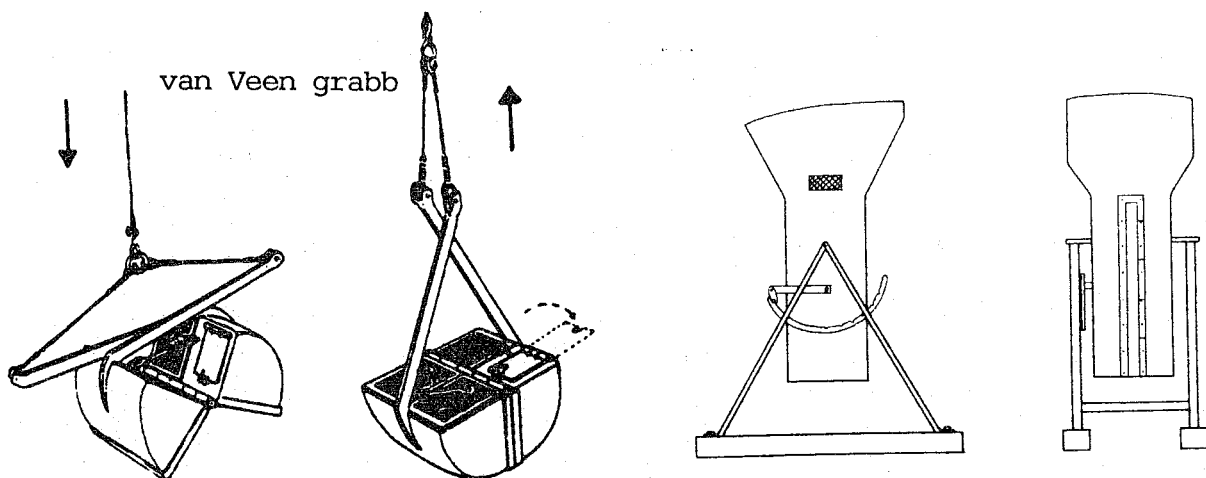


Fig. 6.1. Grabb og volummåler. (Tegningen av grabben er hentet fra BRATTEGARD og HØISÆTER 1972).

Grabb and volume measuring device (drawings from BRATTEGARD and HØISÆTER 1972).

Tabell 6.1. Stasjonsopplysninger fra prøver tatt på tilsammen 9 matfiskanlegg i Sør-Trøndelag og Hordaland. Tabellen angir innsamlingsdato, dyp, antall grabbprøver og volumet av prøvene. Full grabb inneholder 48 liter. Det er også gitt en kort beskrivelse av sedimentet.

Information on sampling stations at 9 fish farms in Sør-Trøndelag and Hordaland. The table provides sampling dates, sampling depth, sample numbers and volumes. Maximum grab sampling volume is 48 l. A short description of the sediments is given.

Anlegg nr.	Stasjonsnummer	Dato	Dyp (m)	Huggnummer	Volum av prøven (l)	Andre opplysninger	
1	1.1	230584	16	1	20	Fin skjellsand	
				2	16		
				3	16		
				4	15		
				5	15		
	1.2	230584	18	1	20	Fin skjellsand	
				2	16		
				3	16		
	1.3	230584	41	1	21	Fin sand	
				2	20		
	1.4	230584	5	1	5	Fin skjellsand	
				2	2		
2	2.1	030584	18	1	20	Fin skjellsand. H ₂ S-lukt	
				2	23		
	2.2	030584	20	1	15	Sandbunn med store kuskjell. Svak H ₂ S- lukt.	
				2	15		
				3	14		
				4	17		
				5	12		
	2.3	030584	28	1	15	Grov skjellsand	
				2	14		
				3	16		
3	3.1	220584	25	1	8	Fin sandbunn/skjell- sand	
				2	6		
				3	2		
				4	6		
				5	1		
	3.2	220584	61	1	48	Brunt sediment. Svak H ₂ S-lukt. Mye organ- isk materiale	
				2	48		
				3	48		
	3.3	220584	61	1	48	Tyntflytende mudder. H ₂ S-lukt	
	3.4	220584	77	1	48	Mudder. H ₂ S-lukt	
				2	48		
				3	48		
	3.5	220584	49	1	15	Skjellsand	
	3.6	220584	86	1	48	Mudder	
	4	4.1	080585	44	1	48	Svart H ₂ S-holdig se- diment uten dyreliv
		4.2	080585	30	1	8	Fin sand. Mye dyr. Litt forlukt
		4.3	080585	54	1	-	Fjell. Ikke mulig å få hugg
		4.4	080585	53	1	3	Fin sandbunn

Tabell 6.1. Forts.

Anlegg nr.	Stasjonsnummer	Dato	Dyp (m)	Huggnummer	Volum av prøven (l)	Andre opplysninger
5	5.1	070585	23	1	48	Svart H ₂ S-holdig sediment uten dyreliv
	5.2	070585	15	1	20	Grov skjellsand med mudder. Mye døde skjell. Svak H ₂ S-lukt
	5.3	070585	12	1	20	Svart H ₂ S-holdig sediment. Skjellsand under mudderet
				2	28	
	5.4	070585	11	1	7	Fin til grov skjellsand
				2	15	
3				5		
5.5	070585	15	1	48	Råtten bunn med mye forrester	
5.6	070585	11	1	12	Fin skjellsand	
			2	8		
			3	13		
6	6.1	030685	7.5	1	14	Sand og mudder
			2	12		
			3	8		
	6.2	030685	20	1	10	Sandblandet mudder
2				12		
3				12		
6.3	030585	13	1	6	Fin skjellsand	
			2	5		
			3	6		
6.4	030585	25	1	9	Fin skjellsand	
7	7.1	050686	7.5	1	7	Fin skjellsand
				2	17	
3				15		
7.2	050685	25	1	12	Fin sand med mudder	
			2	12		
			3	15		
8	8.1	080585	28	1	2	Fin skjellsand. Svak forlukt
				2	1	
				3	5	
	8.2	080585	35	1	20	Skjellsand med mudder. H ₂ S-lukt
2				16		
3				15		
8.3	080585	40	1	48	Brunt mudder med H ₂ S-lukt	
			2	48		
			3	48		
8.4	080585	12	1	14	Mudder og grov sand. Svak forlukt	
			2	15		
9	9.2	040584	28	1	12	Skjellsand
				2	4	
				3	4	
9.3	040584	85	1	48	Grått, fint sediment Svak H ₂ S-lukt	
			2	48		
			3	48		
9.4	040584	45	1	14	Fint, grått sediment	
			2	20		
			3	10		

Prøvene ble tatt med van Veen grabb. Grabben er et kvantitativt redskap som tar prøver av et gitt areal bløt bunn - i dette tilfelle $0,2 \text{ m}^2$. Hvor dypt grabben graver ned avhenger av hardheten av sedimentet. For å få et mål for hvor mye sediment det er i grabben, ble den tømt opp i en volummåler og volumet avlest i et vindu på måleren (Fig. 6.1). Full grabb inneholder 48 liter. Sedimentet ble deretter vasket gjennom to sikter (HOVGAARD 1973) der den første sikten hadde hulldiameter 5 mm og den andre 1 mm. Prøvene er følgelig kvantitative for dyr som er større enn 1 mm. Prøvene ble konservert i 4 % nøytralisert formalin.

I laboratoriet ble prøvene siktet på nytt (minste hulldiameter 1 mm), de største dyrene ble plukket ut direkte og de små sortert ut under binokulær lupe. Dyrene ble så overført til egnet konserveringsmiddel for oppbevaring.

I vedleggsdel 3 er det gitt en kort omtale av de metodene som er brukt i behandlingen av bunndyrmaterialet.

6.3.4. Strandundersøkelser

Ved alle anleggene ble det foretatt en inspeksjon av strandsonen, og det ble foretatt en nøyere registrering ved to anlegg.

6.4. Resultater og diskusjon

For at behandlingen av resultatene ikke skal bli for uoversiktlig, vil det etter en kort innføring i hvordan materialet er behandlet, bli gitt en gjennomgang av hvert avlegg. Deretter gis det en samlet vurdering av hele materialet.

6.4.1. Sedimentundersøkelser

En beskrivelse av sedimentet slik det ble vurdert når grabben kom opp, er gitt i Tabell 6.1. Sedimentets kornfordeling (partikkelstørrelsesfordeling) er presentert i figur under behandlingen av hvert anlegg. Her er partikkelstørrelsen satt opp langs den horisontale aksene og den prosentvise vektandel (kumulativ) langs den vertikale aksene. Kumulativ vil si at vekten av de ulike kornstørrelsene summeres til en til slutt har tatt med alle partiklene i prøven, dvs. 100 %.

Sedimentets kornfordeling gir informasjon om strømforholdene. I et område med gode strømforhold vil finere partikler bli ført bort og de grovere partikler vil bli liggende igjen. Dette vil gjenspeiles i kornfordelingen som vil vise at mesteparten av partiklene i sedimentet er grove. Tilsvarende i et område med lite strøm hvor finere partikler vil synke til bunns og av-

leires i sedimentet. Kornfordelingskurven vil da vise at mesteparten av partiklene er i leir/silt-fraksjonen.

Glødetapsanalysen er en metode for å måle det organiske innholdet i sedimentet. Resultatene av glødetapsanalysene er satt opp i Tabell 6.2. Man kan si at glødetap på over 10 % er høye og under 10 % lave.

Tabell 6.2. Glødetap i sedimentet på de undersøkte stasjonene.

Percentage ash-free dry weight of the sediment at the stations investigated.

Stasjon	% glødetap	Stasjon	% glødetap
1.1	6.40	5.1	49.15
1.2	8.08	5.2	7.73
1.3	9.77	5.3	18.87
1.4	1.54	5.4	5.67
		5.5	35.15
2.1	7.53	5.6	4.31
2.2	6.20		
2.3	5.22	6.1	6.66
		6.2	11.22
3.1	3.66	6.3	3.66
3.2	38.23	6.4	2.72
3.3	40.69		
3.4	40.96	7.1	9.91
3.5	4.73	7.2	8.25
3.6	36.47		
		8.1	6.50
4.1	31.00	8.2	11.89
4.2	4.54	8.3	16.51
4.3	-	8.4	4.18
4.4	2.67		
		9.2	4.55
		9.3	21.64
		9.4	4.84

6.4.2. Bunndyrundersøkelser

Opplysninger om antall grabbhugg og sedimentvolum i de enkelte hugg er gitt i Tabell 6.1. Komplette artslister for hvert anlegg er presentert i vedleggdel 3. Bunndyrmaterialet er oppbevart på Zoologisk museum, Universitetet i Bergen.

Arts sammensetningen i prøvene gir viktige opplysninger om hvordan forholdene er i området. Bunnfaunaen gir et bilde av forholdene i øyeblikket samtidig som den gir opplysninger om forholdene tilbake i tiden.

Artslisten omfatter hele materialet, også dyr som lever fritt på sedimentoverflaten og planktonorganismer som er fanget av den åpne grabben på vei ned. Under bearbeidelsen er det tatt hensyn til dette, og i analysene er det bare tatt med dyr som grabben tar kvantitative prøver av, det vil si dyr som lever nedgravet i sedimentet eller lite bevegelige dyr som lever på sedimentoverflaten.

Følgende grupper er tatt med i analysene: Sjøanemoner (Anthozoa), Priapulida, børstemark (Polychaeta og Oligochaeta), Echiura, Sipuncula, bløtdyr (Mollusca), pigghuder (Echinodermata) og kappedyr (Ascidiacea).

Log-normalfordeling

Tabell 6.3 viser antall arter i de ulike geometriske klasser (se vedleggsdel 3) på hver stasjon i den foreliggende undersøkelsen. Tabellen viser også hvor mange arter og individer beregningen bygger på. De aktuelle delene av tabellen er presentert i kurveform ved behandlingen av de enkelte anlegg. Det henvises til vedleggsdel 3 for nærmere presentasjon av metoden. Artsantall på mellom 40 og 50 er ansett som tilfredstillende på tre grabbhugg.

Utgangspunktet for undersøkelsen var tre stasjoner ved hvert anlegg med tre grabbhugg på hver stasjon. Imidlertid var de topografiske forholdene så forskjellig fra anlegg til anlegg at det var nødvendig å tilpasse prøvetakningen. På stasjoner med død bunn uten dyreliv ble det bare tatt et hugg. I noen områder ble det tatt stikkprøver med bare et enkelt hugg. På tre stasjoner ble det tatt fem grabbhugg. Dette ble gjort for å få særlig god dokumentasjon. Denne variasjon i innsamlingsmønster gjorde det mulig å få et mer komplett bilde innen de fastsatte økonomiske rammer.

Tabell 6.3. Antall arter i de ulike geometriske klasser, antall arter totalt og antall individer som er inkludert i beregningen. Antall grabbugg er anført.

Number of species of different geometrical classes, total number of species and number of individuals included in the calculation. Numbers of replicate samples are included.

Geometrisk klasse	ANLEGG																	
	1			2			3			4			5					
	Stasjon			Stasjon			Stasjon			Stasjon			Stasjon					
	1.1	1.2	1.3	1.4	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5	3.6	4.2	4.4	5.3	5.4	5.6
I	11	11	15	10	5	16	20	14	4	4	1	13	7	16	22	1	8	9
II	10	16	14	2	3	14	13	18	5	2	2	8	3	10	22	1	7	14
III	9	10	14	3	2	13	10	12	0	1	1	3	0	7	9	1	9	11
IV	5	6	6	2	1	7	3	8	0	0	0	3	0	5	3	1	3	9
V	6	5	3	1	0	9	2	6	1	1	0	0	0	2	2	2	6	6
VI	7	3	2	2	0	5	3	4	1	1	0	0	2	2	2	0	7	7
VII	1	3	4	1	0	3	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0
VIII	0	1	1	2	0	3	0	2	2	2	0	1	0	2	2	0	0	1
IX	1	1	1		0	1	1		0	1			1			1	1	1
X	3				2						1						0	0
XI																	0	0
XII																	1	1
Antall arter (grupper)	53	56	58	23	13	71	53	64	15	8	5	29	13	41	61	4	31	57
i analysene	3087	1106	666	555	1483	1595	770	863	1155	40	460	347	421	222	389	18	3078	811
Antall ind. i analysene	5	3	2	2	2	5	3	5	3	1	3	1	1	1	1	2	3	3
Antall hugg																		

Geometrisk klasse	ANLEGG												
	6			7			8			9			
	Stasjon			Stasjon			Stasjon			Stasjon			
	6.1	6.2	6.3	6.4	7.1	7.2	8.1	8.2	8.3	8.4	9.2	9.3	9.4
6	6	20	17	11	11	14	13	11	0	6	25	1	11
2	10	25	6	6	16	6	6	2	1	3	27	2	18
1	4	10	6	6	5	4	4	0	10	10	9	0	15
0	8	7	3	3	9	3	1	0	5	5	7	0	10
1	5	5	2	2	7	3	2	2	3	3	11	1	7
1	2	5	0	0	4	3	1	0	2	2	4	0	2
0	7	4	1	1	3	3	0	1	1	1	1	1	1
0	0	0	3	3	3	0	2	0	0	0	1	1	1
0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	1			
1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1			
12	57	76	29	29	60	38	30	17	1	30	85	5	67
1242	3197	1498	208	208	2088	2237	851	1107	2	396	883	123	1181
3	3	3	1	1	3	3	3	3	3	2	3	3	3

Diversitet

Diversitet (artsrikhet og dominans) og eveness (jevnhet) (se vedleggsdel 3) ble beregnet for hver stasjon. Resultatene er satt opp i Tabell 6.4.

Tabell 6.4. Antall arter og individer, diversitet og jevnhet (eveness) på alle stasjonene. Antallet hugg varierer endel fra stasjon til stasjon (se Tabell 6.3). Hmax står for maksimum diversitet (se vedleggsdel 3).

Number of species and individuals, diversity and eveness at all stations. Numbers of replicate samples varied from station to station (see Table 6.3). Hmax is the maximum diversity (see appendix 3).

Stasjons- nummer	Antall individer	Antall arter	Diversitet	Jevnhet	Hmax
1.1	3088	53	3.2084	0.5601	5.7279
1.2	1186	56	3.9631	0.6824	5.8074
1.3	665	58	4.4435	0.7585	5.8580
1.4	555	23	2.8106	0.6213	4.5236
2.1	1483	13	1.1759	0.3178	3.7004
2.2	1595	71	4.4482	0.7233	6.1497
2.3	772	53	3.1534	0.5505	5.7279
3.1	864	64	4.4306	0.7384	6.0000
3.2	1155	15	2.1744	0.5565	3.9069
3.3	40	8	1.9455	0.6485	3.0000
3.4	462	5	0.2201	0.0948	2.3219
3.5	347	29	2.3395	0.4816	4.8580
3.6	420	13	1.3579	0.3670	3.7004
4.2	222	41	4.3925	0.8199	5.3576
4.4	386	61	4.3059	0.7260	5.9307
5.3	18	6	1.6122	0.8061	2.0000
5.4	3073	31	1.0595	0.2139	4.9542
5.5	811	57	4.5825	0.7856	5.8329
6.1	1242	12	0.5099	0.1422	3.5850
6.2	3276	57	2.1776	0.3733	5.8329
6.3	1498	76	4.4309	0.7092	6.2479
6.4	208	29	3.6193	0.7450	4.8580
7.1	2095	60	4.0193	0.6840	5.9069
7.2	2237	38	2.1614	0.4119	5.2479
8.1	863	30	2.5193	0.5134	4.9069
8.2	1107	17	0.8126	0.1988	4.0875
8.3	3	1	0.0000	-	0.0000
8.4	396	30	3.8322	0.7810	4.9069
9.2	882	85	4.8566	0.7577	6.4094
9.3	123	5	0.9180	0.3954	2.3219
9.4	1181	67	4.1704	0.6875	6.0661

6.4.3. De enkelte anlegg

Anlegg 1

Anlegg 1 var plassert i et beskyttet område mellom små og store øyer (Fig. 3.1). Her ble det tatt 4 stasjoner, 3 like ved anlegget og 1 utenfor området (stasjon 1.3). Området rundt anlegget var relativt grunt (grunnere enn 20 m) og sedimentet bestod for en stor del av sand (Tabell 6.1).

Anlegget kom i drift i 1973 med et volum på 3000 m³ og ble utvidet i 1976 til 8000 m³ (Tabell 3.5).

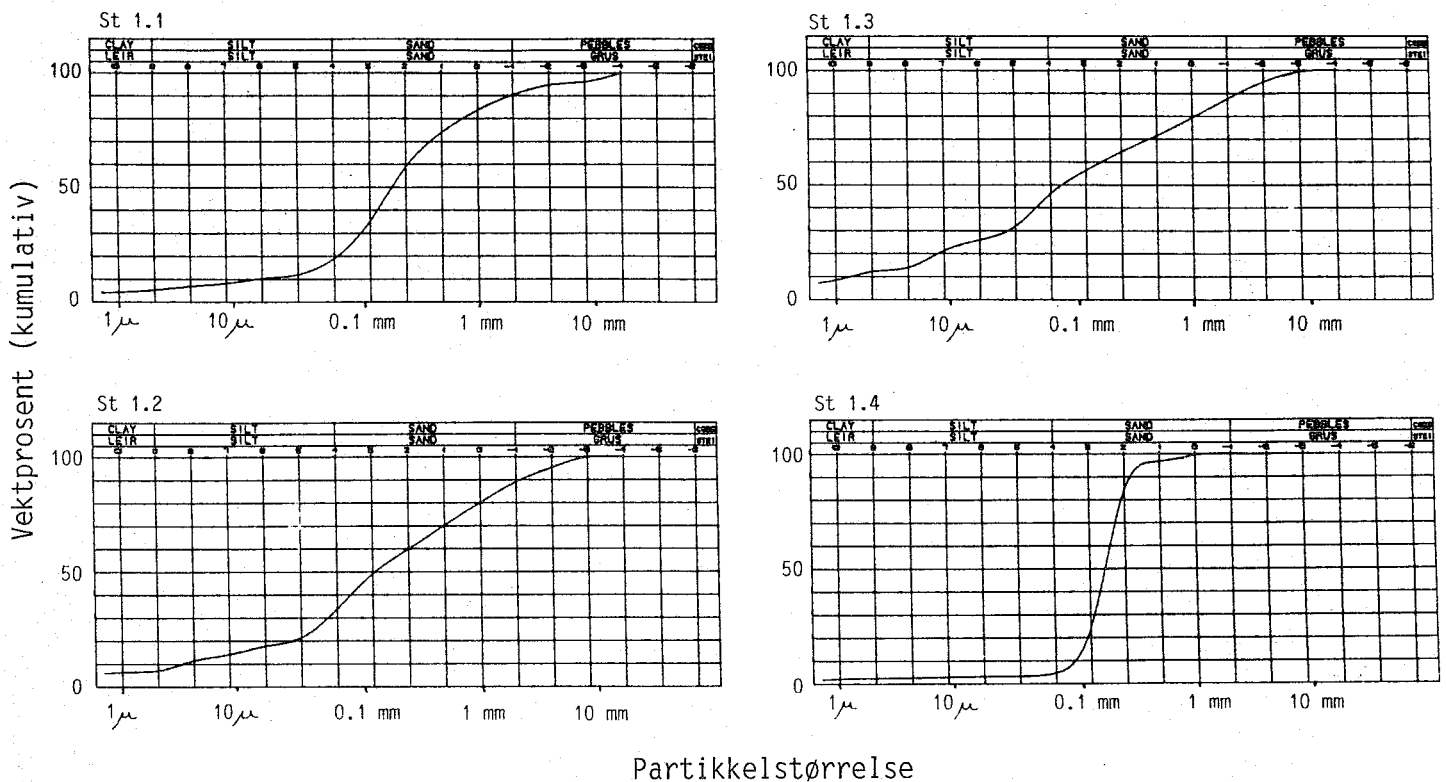


Fig. 6.2. Kornfordeling i sedimentet på stasjonene 1.1, 1.2, 1.3 og 1.4.

Grain size distribution in the sediment at station 1.1, 1.2, 1.3 and 1.4

Fig. 6.2 viser at stasjon 1.4 hadde ren sand, mens de tre andre hadde svært lik kornfordeling, med et innslag av silt og grus. Tabell 6.2 viser at tre av stasjonene hadde et glødetap fra 6 til 10 %, mens stasjon 1,4 hadde meget lavt organisk innhold med bare 1,5 % glødetap.

På stasjon 1.1 ble det funnet 53 arter, 56 arter på 1.2 og på 58 arter 1.3 (Tabell 6.3). På stasjon 1.4 var artsantallet noe lavere med 23 arter.

I Fig. 6.3 er Tabell 6.3 fremstilt i kurveform for stasjonene ved anlegg 1.

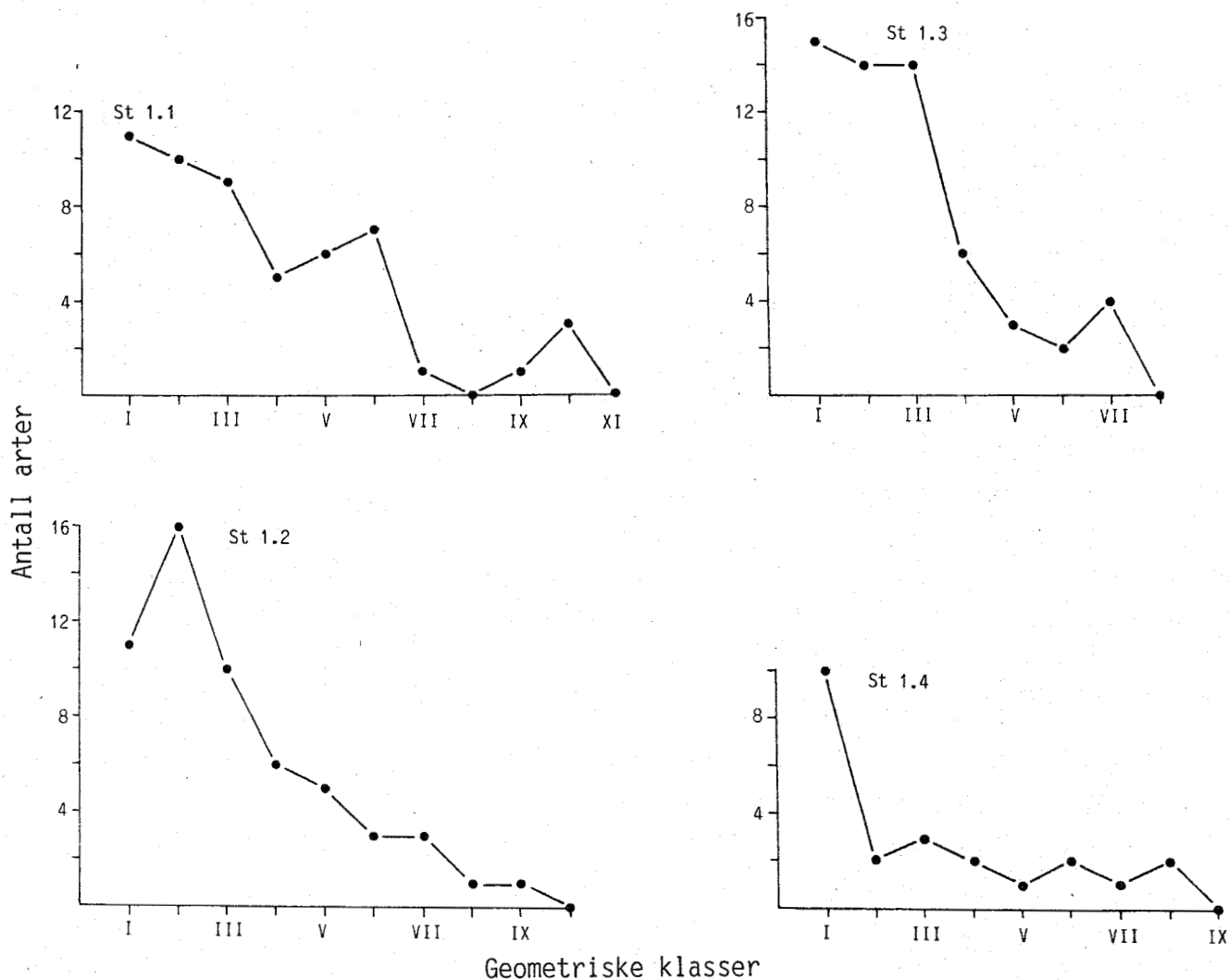


Fig. 6.3. Geometrisk klasse plottet mot antall arter for stasjonene 1.1, 1.2, 1.3 og 1.4.

Geometric class plotted against number of species at station 1.1, 1.2, 1.3 and 1.4.

Kurvene for stasjon 1.1 og 1.3 viser at disse stasjonene er noe påvirket av anlegget da kurven har flere topper. Geometrisk klasse X (som er en høy klasse) har en klar topp på stasjon 1.1. I vedleggsdel 3 finner en at klasse X på stasjon 1.1 bestod av børstemakkarer som er kjent for å kunne overleve i områder med organisk belastning (*Spio filicornis*, *Polydora* sp., *Chaetosone setosa*). Stasjon 1.4 med relativt få arter på 2 grabbhugg var mer belastet enn stasjon 1.1 (Fig. 6.3). Klasse VIII utgjøres her av to arter børstemark, *Scoloplos armiger* og *Heteromastus filiformis*. *Scoloplos armiger* var godt representert på alle fire stasjonene, men *Heteromastus*

filiformis, som også finnes på alle stasjonene, har det desidert høyeste antall på stasjon 1.4.

Diversiteten (Tabell 6.4) var klart lavest på stasjon 1.4 og høyest på stasjon 1.3. Det vil si at diversiteten avtok fra uberørte områder inn mot anlegget. Det må understrekes at dette er basert på forskjellig antall hugg. Imidlertid hadde stasjon 1.4 og 1.3 begge to hugg slik at disse er direkte sammenlignbare.

Ut fra dette må det konkluderes med at bunnfaunen i området nærmest anlegg 1 var påvirket av organisk belastning og var dominert av arter som er kjent for å kunne tåle slik påvirkning.

Det var ingen terskler av betydning i området ved anlegget og sedimentforholdene var relativt enhetlige. Området hadde liten tilførsel av organisk materiale og næringssalter fra andre kilder. Dette betyr at det kun var påvirkning fra anlegget som ga forskjellene i faunasammensetningen på stasjonene.

Anlegg 2

Anlegget var plassert i ly av noen små holmer. Området hadde og en mindre terskel ut mot fjorden (Fig. 3.2). Det kom i drift i 1980 med et volum på 5000 m³ (Tabell 3.5). Det ble bare tatt tre stasjoner ved dette anlegget da området var så åpent. Det var relativt liten forskjell i dybde mellom de tre stasjonene (18, 20 og 28 m, Tabell 6.1). Sedimentets organiske innhold (Tabell 6.2) var lavt (5,2 til 7,5 % glødetap), og partikkelfordelingen var svært lik på de tre stasjonene. På stasjon 2.3 var sedimentet likevel noe grovere enn på de to andre stasjonene (Fig. 6.4). På stasjonene 2.1 og 2.2 var det hydrogensulfid i sedimentet (Tabell 6.1).

Tilførselen av organisk materiale fra andre kilder enn oppdrettsanlegget var ubetydelig. Dette betyr at faunaen skulle forventes å være tilnærmet lik på alle tre stasjoner forutsatt at det ikke var oppdrettsanlegg i området.

Tabell 6.3 viser at stasjon 2.2 hadde både et meget høyt arts- og individantall, mens på stasjon 2.1 var artsantallet meget lavt og individantallet høyt. Denne forskjellen er klar selv om det ble tatt 5 hugg på 2.2 mens det bare ble tatt 2 hugg på 2.1. Stasjon 2.3 hadde et høyt arts- og individantall. Kurven i Fig. 6.5 viser at stasjon 2.1 som ligger nærmest anlegget, skiller seg klart ut fra de andre. Det er en adskilt topp på geometrisk klasse X. Artene Malacoceros fuliginosa og Capitella capitata utgjør denne

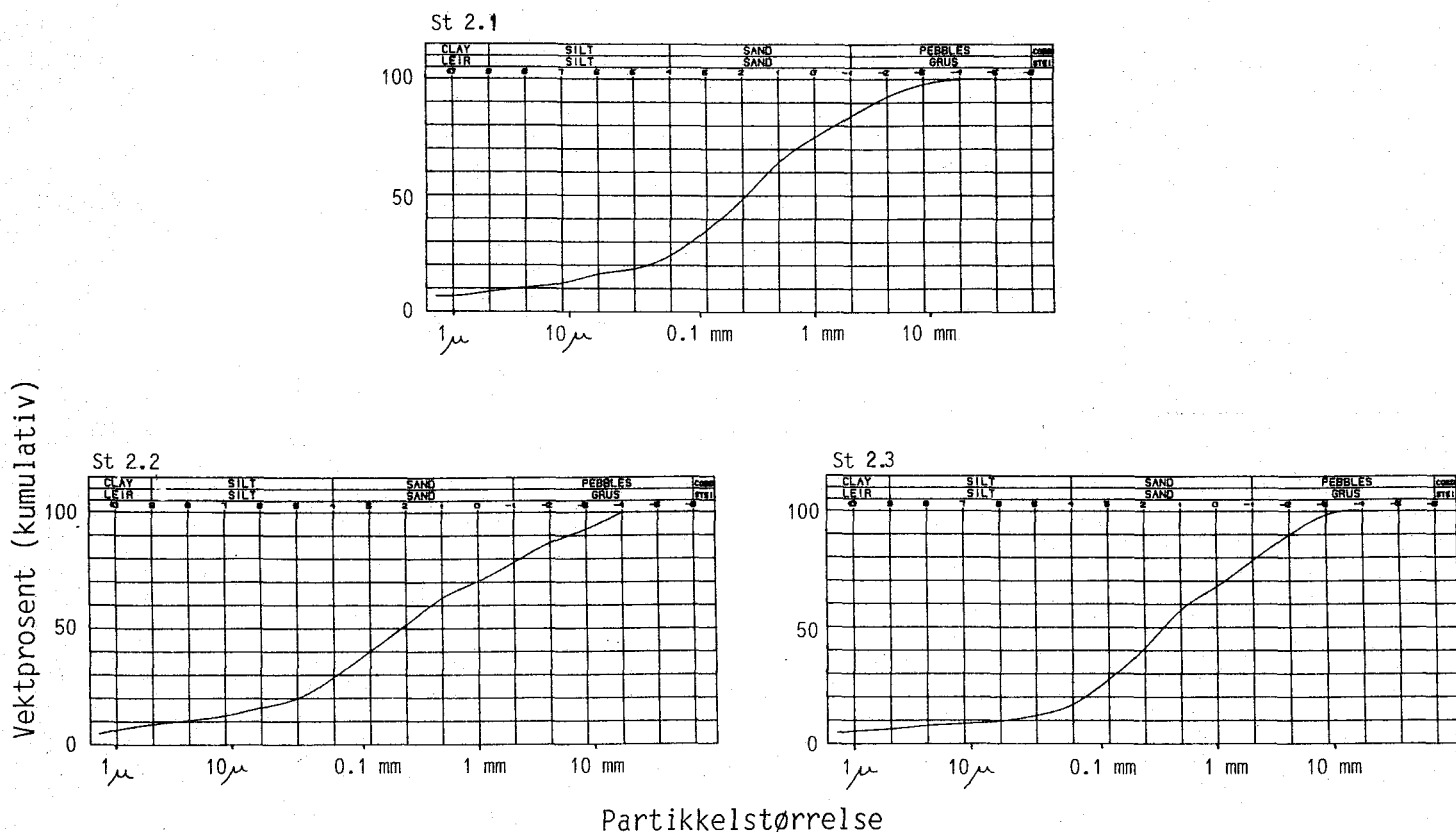


Fig. 6.4. Kornfordeling i sedimentet på stasjonene 2.1, 2.2 og 2.3 på anlegg 2.

Grain size distribution in sediment at station 2.1, 2.2, 2.3, for fish farm 2.

klassen (se vedleggsdel 3). Her er det særlig *C. capitata* som er kjent for å opptre i store antall i områder med organisk belastning. Et annet trekk ved stasjon 2.1 er at nesten alle bløtdyrene var borte. Diversiteten på stasjon 2.1 (Tabell 6.4) var lav. På stasjon 2.2 var det muligens en stimulering av faunaen ved at både artsantallet og individantallet er høyt. Dette betyr at faunaen like ved anlegget viste klart tegn på organisk belastning. I relativt kort avstand fra anlegget var faunaen imidlertid stimulert av det organiske materialet.

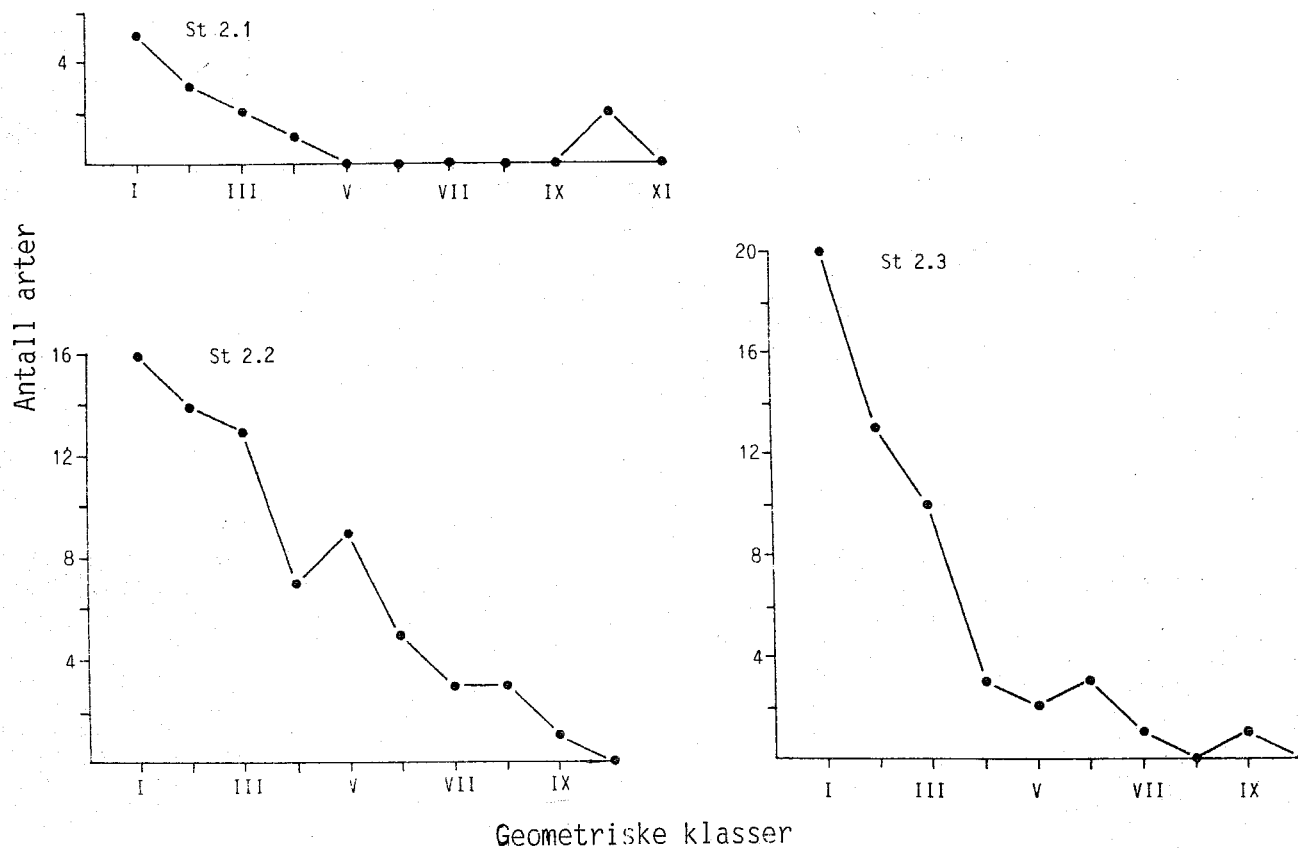


Fig. 6.5. Geometrisk klasse plottet mot antall arter for stasjonene 2.1, 2.2 og 2.3.

Geometric class plotted against number of species at station 2.1, 2.2 and 2.3.

Anlegg 3

Anlegget er plassert i et dybbasseng med grunne terskler (Fig. 3.3). Det ble tatt fire stasjoner i bassenget inn mot oppdrettsanlegget. I tillegg ble det tatt prøver på to stasjoner i et basseng utenfor der oppdretteren ville flytte endel av sitt anlegg.

Anlegget var i drift allerede i 1973 med et volum på 3000 m^3 . Dette volumet ble i 1978 utvidet til 8000 m^3 . I 1980 ble det igjen utvidet og denne gangen til 13000 m^3 (Tabell 3.5).

I det innerste bassenget ble stasjon 3.1 plassert på 25 m dyp nær anlegget (Tabell 6.1). De tre andre stasjonene ble plassert i det dypeste partiet, stasjon 3.3 nærmest anlegget. De tre dype stasjonene hadde et ensartet sediment med ekstremt høyt organisk innhold, ca 40 % glødetap (Tabell 6.2).

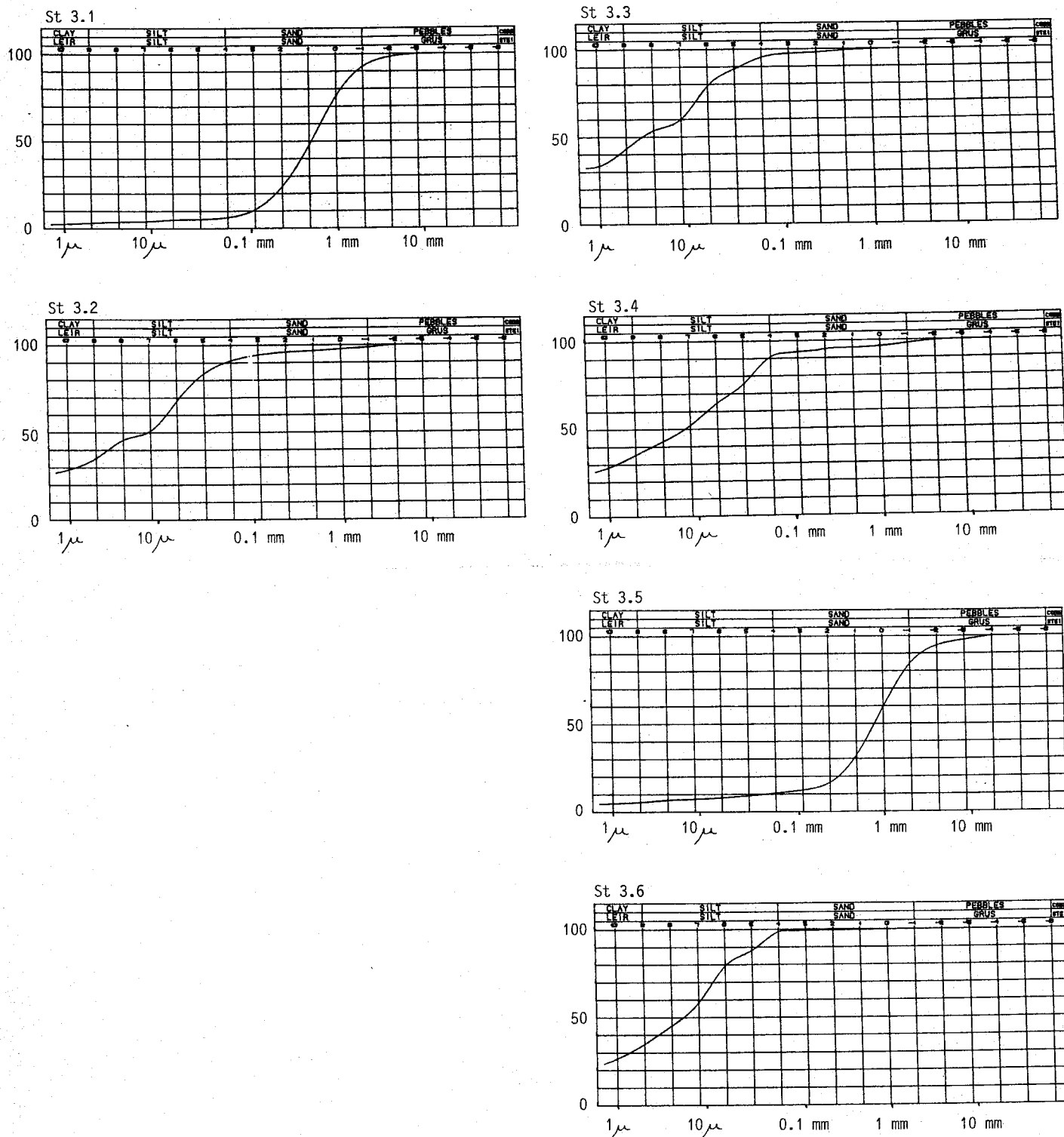


Fig. 6.6. Kornfordeling i sedimentet på stasjonene 3.1, 3.2, 3.3, 3.4, 3.5 og 3.6.

Grain size distribution in sediment at station 3.1, 3.2, 3.3, 3.4, 3.5, and 3.6

Sedimentet var finkornet, for det meste silt og leir (Fig. 6.6), og det luktet hydrogensulfid (Tabell 6.1).

Av de to stasjonene i det ytre basseng (Fig. 3.3) ble stasjon 3.6 plassert i det dypeste partiet (86 m), stasjon 3.5 plassert noe grunnere. Stasjon 3.5 hadde et sediment som vesentlig bestod av sand med et lavt organisk innhold (4,7 % glødetap). På stasjon 3.6 var sedimentet finkornet (silt og leir), og det organiske innholdet var høyt (ca 36 % glødetap).

Stasjon 3.1 var den eneste som hadde høyt artsantall her (Tabell 6.3). Bunndyrsamfunnet var rikt og indikerer gode forhold (Fig. 6.7).

Stasjon 3.5 hadde brukbare forhold selv om de på langt nær ikke var så gode som på stasjon 3.1. På de øvrige stasjonene var forholdene dårlige med lave artsantall. Artsfordelingene i Fig. 6.7 og diversitetene (Tabell 6.4) viser dette klart. Børstemarken Spiochaetopterus typicus (se vedleggsdel 3) var den mest tallrike arten på stasjonene 3.2, 3.4 og 3.6 og danner henholdsvis geometrisk klasse X, IX og IX i Fig. 6.7. Dette er en art som er kjent for å kunne opptre i store antall i områder med stor organisk belastning og stagnerende bassengvann.

I den dypeste delen av bassenget var det liten faunistisk forskjell mellom stasjonene, men et par detaljer kan være verdt å nevne.

Nærmest anlegget på stasjon 3.3 var ikke S. typicus så dominerende som på stasjon 3.2 og 3.4. På stasjon 3.3 var det ingen bløtdyr, mens det på stasjon 3.4 ble funnet noen få skjell. På stasjon 3.2 var det en god bestand av skjell av slekten Thyasira som for øvrig også er kjent for å kunne finnes i sediment med et høyt organisk innhold.

Påvirkning fra anlegg 3 er nær knyttet til hydrgrafiske og topografiske forhold. Stasjon 3.1 som var plassert på et platå (25 m) nær anlegget, hadde gode forhold. Som det framgår av kap. 3.2 var oksygenforholdene gode på dette dypet. Av stasjonene i den dypere delen av bassenget var 3.3, som lå nærmest anlegget, sterkest påvirket. Bassenget har imidlertid fra naturens side dårlige utskiftningsforhold og lave oksygenverdier (Jf. 3.2).

Området utenfor, som oppdretteren ville flytte anlegget til, har også naturlig dårlige forhold i dypet.

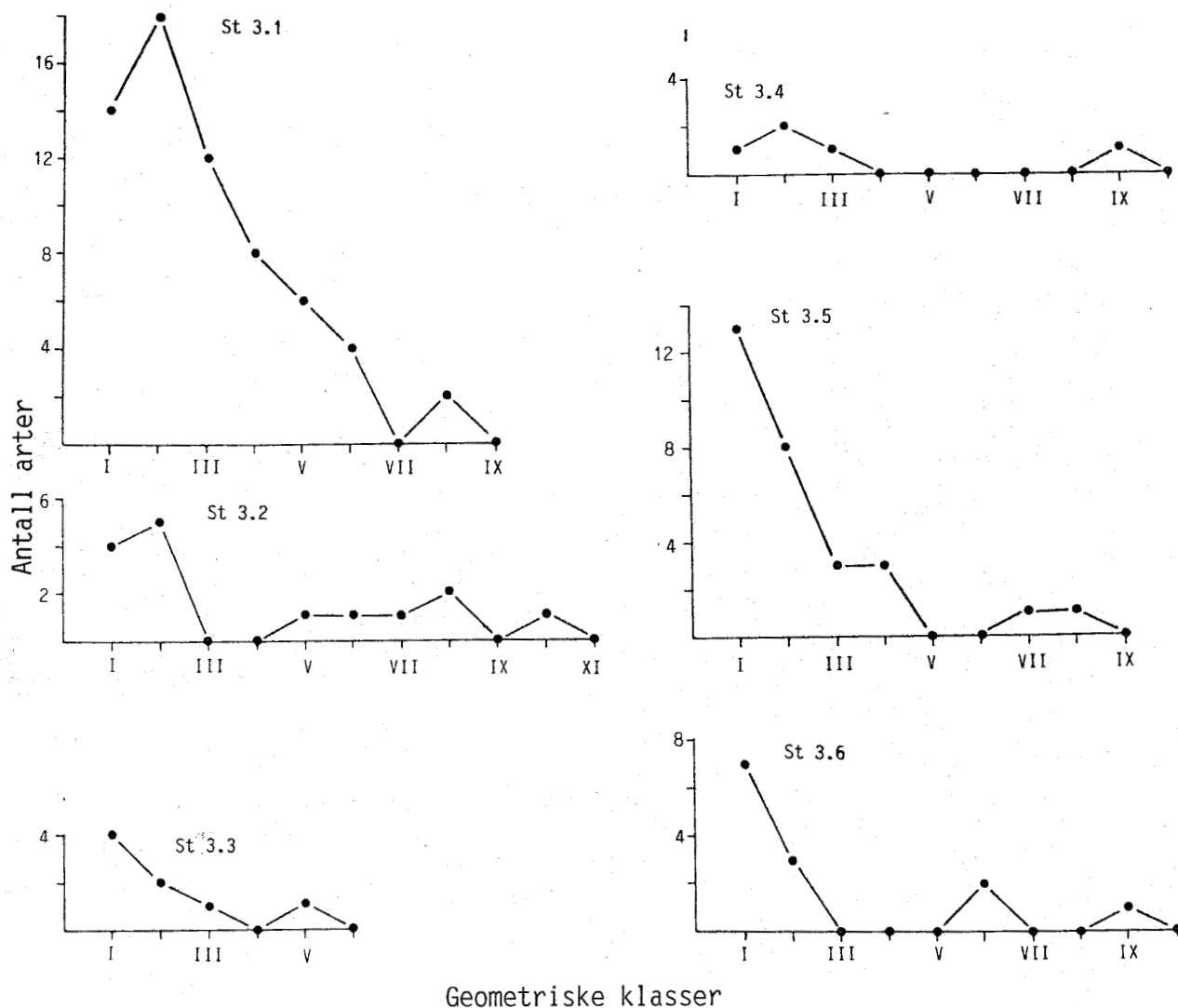


Fig. 6.7. Geometrisk klasse plottet mot antall arter for stasjonene 3.1, 3.2, 3.3, 3.4, 3.5 og 3.6.

Geometric class plotted against number of species at station 3.1, 3.2, 3.3, 3.4, 3.5 and 3.6.

Anlegg 4

Dette anlegget ble undersøkt utenom det opprinnelige programmet. Innsamlingen ble derfor mangelfull i forhold til de andre anleggene.

Anlegget lå i et terskelområde (ca 20 m) med et basseng med dyp på over 40 m på den ene siden og et åpent fjordområde på den andre. Anlegget kom i drift i 1978 med et volum på 3500 m³ og ble utvidet i 1983 til 8000 m³ og deretter i 1984 til 10800 m³. Anlegget er et forsøksanlegg med liten produksjon.

Det ble tatt fire stasjoner ved dette anlegget (Fig. 3.4). En stasjon (4.1) ble tatt i bassenget hvor sedimentet var svart, hydrogensulfidholdig og uten dyreliv (Tabell 6.1). Det organiske innholdet i sedimentet var høyt (31 % glødetap, se Tabell 6.2). Sedimentet var meget finkornet og besto av leir og silt (Fig. 6.8).

En annen stasjon (4.3) ble forsøkt tatt i et område med bare hard bunn hvor det var umulig å få grabbhugg (fjell, se Tabell 6.1).

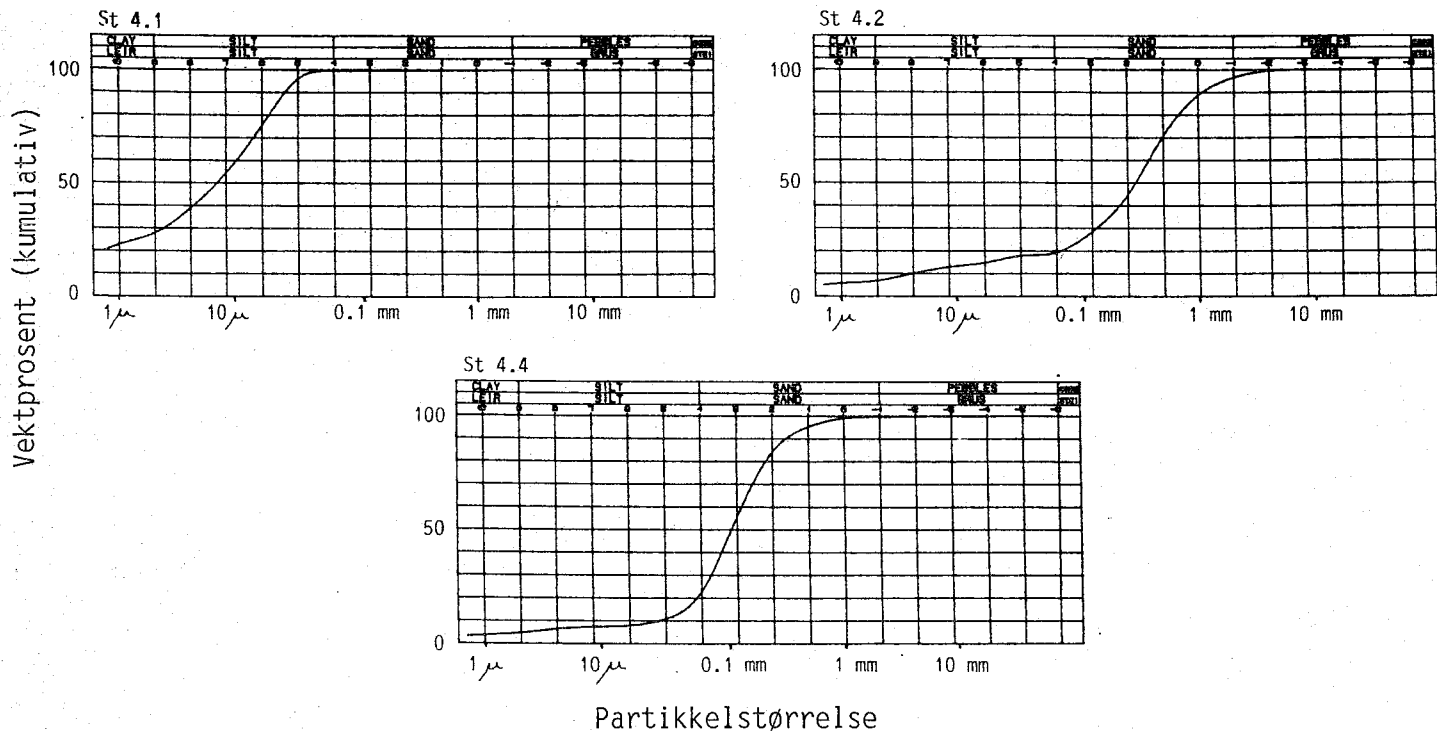


Fig. 6.8. Kornfordeling i sedimentet på stasjonene, 4.1, 4.2 og 4.4.

Grain size distribution in sediment at station 4.1, 4.2 and 4.4.

En av årsakene til de dårlige forholdene på stasjon 4.1 er at området er avstengt av terskler. I tillegg har dette området også fått endel tilførsel av kloakk og avrenning og utslipp fra jordbruk og settefiskanlegg (Jf. Tabell 3.5).

På stasjonene 4.2 og 4.4, var det sandbunn (Fig. 6.8) med lavt organisk innhold (Tabell 6.2). Bunnfaunaen på disse to stasjonene var rik med høyt antall arter (Tabell 6.3) og normal artssammensetning. Kurvene i Fig. 6.9 viser at disse to stasjonene ikke var belastet. Diversiteten var høy (Tabell 6.4). Det må understrekes at disse vurderingene er foretatt på grunnlag av et grabbhugg på hver stasjon. Dette er generelt et for spinkelt

grunnlag, men i dette tilfellet er resultatene så entydige at vi er sikre på at konklusjonen er riktig.

Det kan, ut fra det innsamlede materiale, ikke påvises påvirkning fra anlegget. Resultatet samsvarer med en undersøkelse gjort av OLSGARD (1984).

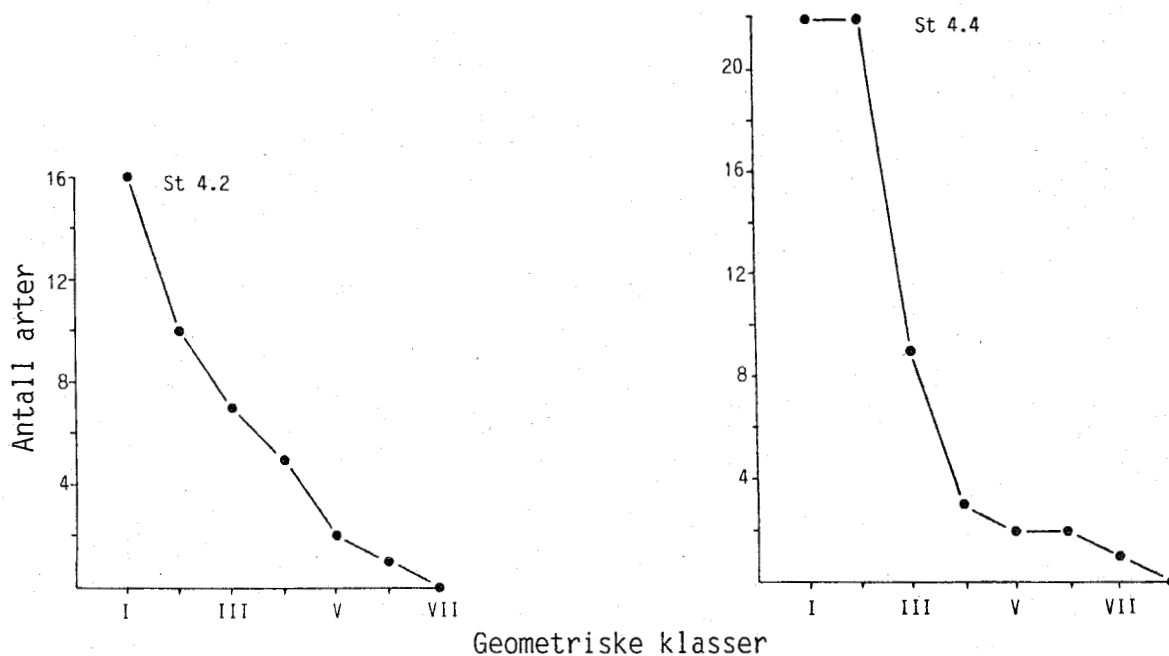


Fig. 6.9. Geometrisk klasse plottet mot antall arter for stasjonene 4.2 og 4.4.

Geometric class plotted against number of species at station 4.2 and 4.4.

Anlegg 5

Anlegget lå på innsiden av flere holmer, og de grunne og tildels trange sundene med dypere bassenger innimellom gir et relativt innestengt område (Fig. 3.5). Anlegget kom i drift i 1980 med et volum på 15000 m³, og det har hatt samme volum helt fram til undersøkelsen ble foretatt (Tabell 3.5). Dette er et stort oppdrettsanlegg.

Anlegget har vært flyttet endel innen området, og det har vært plassert både ved stasjon 5.2 og 5.5. Det er et dypere basseng på innsiden av holmene med et maksimumsdyp på 24 m med naturlige dårlige oksygenforhold i bunnvannet. Området mellom holmene ut mot den åpnere fjorden er relativt grunt. Ved dette anlegget, og området rundt, viste det seg å være meget varierte forhold og det ble derfor tatt seks stasjoner her (se Tabell 6.1).

På hele tre av stasjonene (5.1, 5.2 og 5.5) ble det ikke funnet dyreliv. Ut fra observasjoner av sedimentet er det klart at de dårlige forholdene på st. 5.2 og 5.5 skyldtes oppdrettsanlegget. På st. 5.2 bestod sedimentet av et svart, illeluktende topplag, under dette var det grov skjellsand med store tomme skjell. Det organiske innholdet er 7,7 % (Jf. Tabell 5.2). På stasjon 5.5 var sedimentet flytende og uten faste strukturer, organisk innhold 35 % (Tabell 5.2). På stasjon 5.1 var det ikke mulig å se direkte påvirkning fra oppdrettsanlegget. Det organiske innholdet på st. 5.1 var meget høyt, hele 49 % (Tabell 6.2). Fig. 6.10 viser at stasjonene 5.1 og 5.5 hadde et finkornet sediment som vesentlig bestod av silt og leir. På stasjon 5.2 som også var uten dyreliv, var sedimentet mye grovere og bestod vesentlig av sand og grus (Fig. 6.10). Det organiske innholdet var normalt (Tabell 6.2).

På de tre stasjonene med dyreliv var sedimentene relativt grove med stor andel sand og grus (Fig. 6.10). Det organiske innholdet var høyt på stasjon 5.3, mens det på stasjon 5.4 og 5.6 var lavt (Tabell 6.2).

Dyrelivet på stasjon 5.3 var meget fattig, bare fire arter med tilsammen 18 individer ble funnet i to grabbhugg. Denne stasjonen var sterkt belastet fra oppdrettsanlegget.

Stasjon 5.4 var også klart påvirket av oppdrettsanlegget, noe som kurven for stasjonen i Fig. 6.11. viser. Artsantallet var middels høyt på denne stasjonen, men et par arter hadde svært mange individer. Geometrisk klasse XII, som er meget høyt for tre grabbhugg, ble dannet av børstemarken Capitella capitata (se vedleggsdel 3). Det meget høye individantall gir i dette tilfelle også lav diversitet (Tabell 6.4). C. capitata er, som tidligere nevnt, en art som er kjent for å kunne opptre i store antall ved organisk belastning.

På denne stasjonen ble det også registrert store mengder rundmark (nematoda, se vedleggsstabell 3). Disse er ikke inkludert i analysene da de på grunn av at de er svært små ikke ble samlet kvantitativt. Nematodene er også kjent for å kunne forekomme i stort antall ved organisk belastning. Imidlertid er det verdt å merke seg at det organiske innholdet i sedimentet på stasjon 5.4 ikke var særlig høyt, bare 5,6 % glødetap.

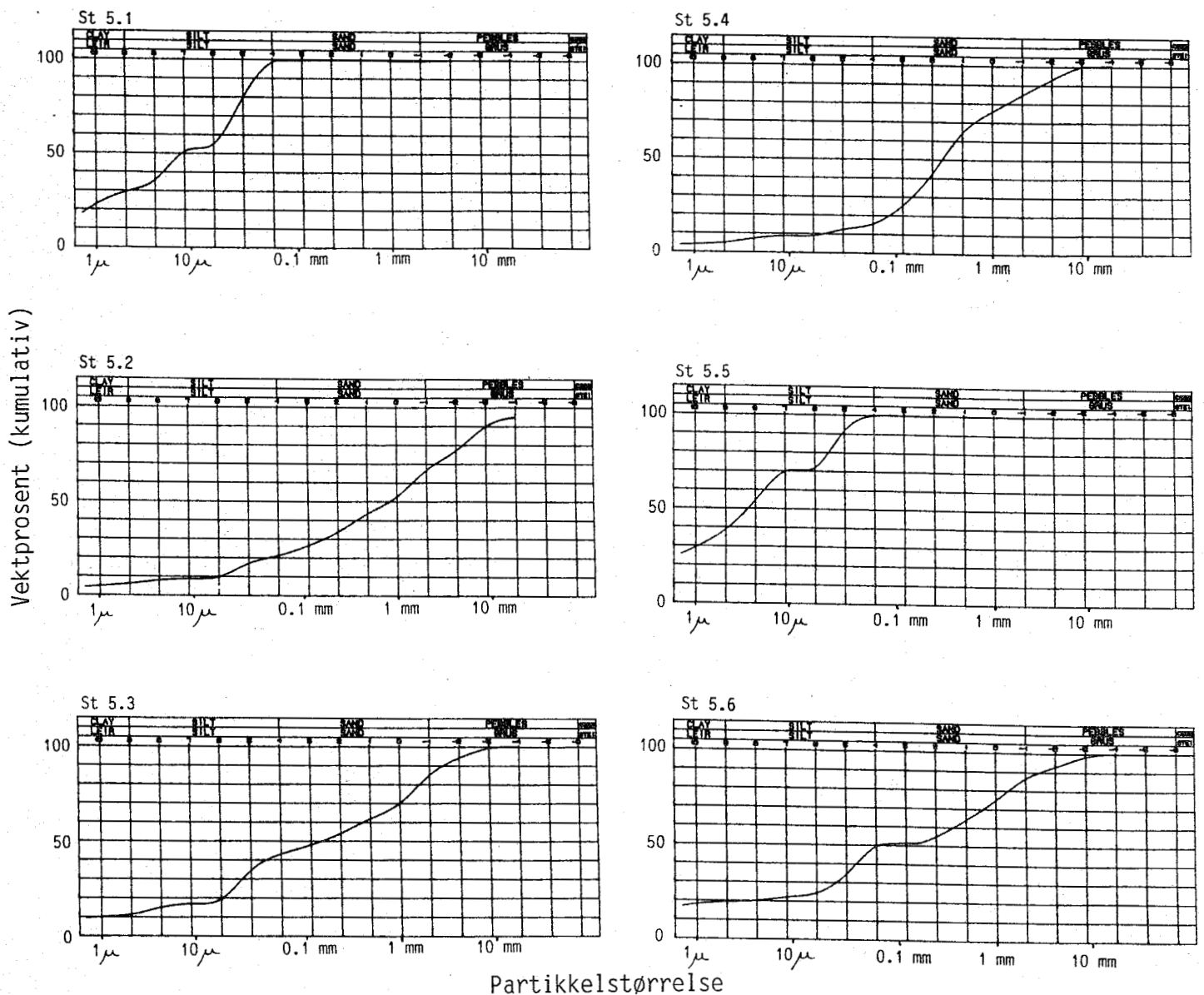


Fig. 6.10. Kornfordeling i sedimentet på stasjonene 5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 og 5.6.

Grain size distribution in sediment at station 5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 and 5.6.

På stasjon 5.6 ble det funnet en naturlig bunnfauna (Fig. 6.11. og vedleggstabell 3) med et meget høyt artsantall. Det er klart at denne stasjonen lå utenfor påvirkningsområdet til oppdrettsanlegget.

Anlegg 5 var det anlegget i denne undersøkelsen som klart hadde påvirket omgivelsene mest. Det skyldes både størrelsen av anlegget og plasseringen i et grunt område med dype bassenger, terskler og øyer som hindret god sirkulasjon.

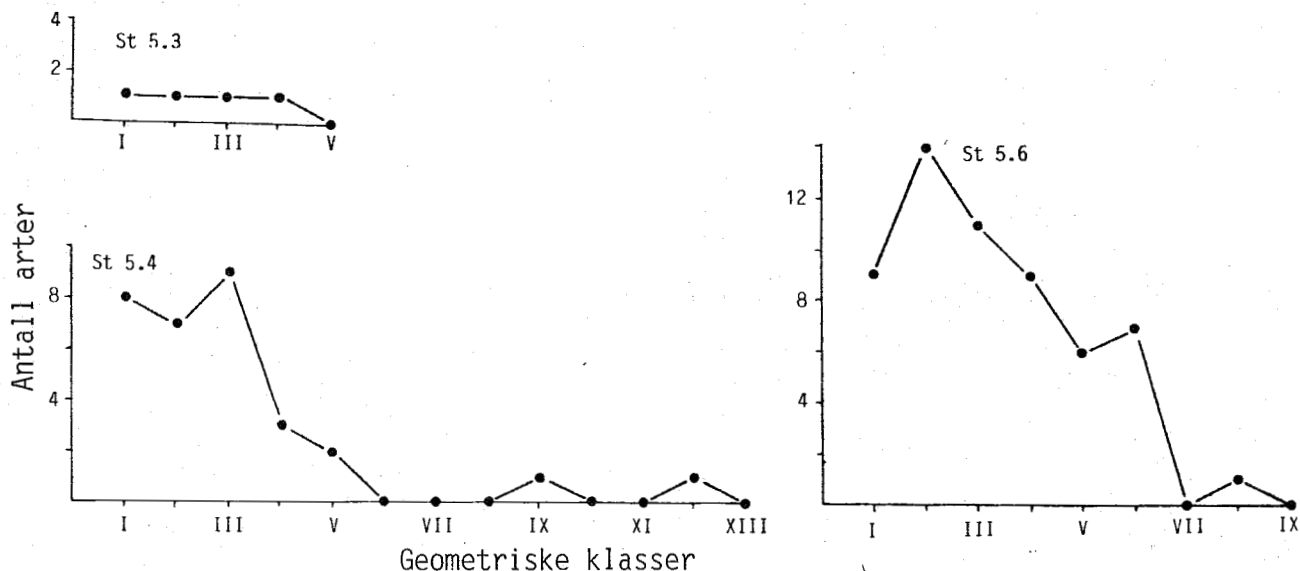


Fig. 6.11. Geometrisk klasse plottet mot antall arter for stasjonene 5.3, 5.4 og 5.6.

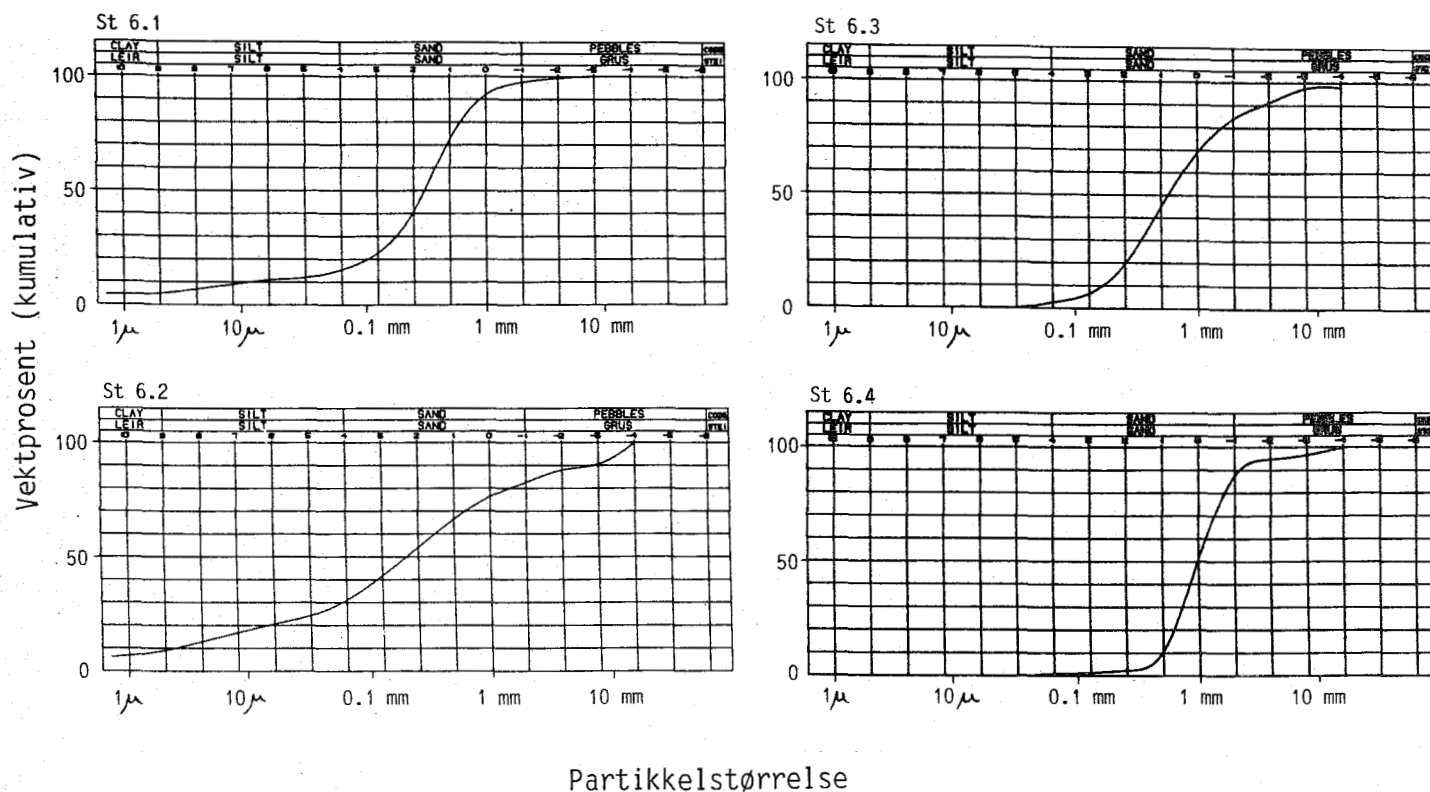
Geometric class plotted against number of species at station 5.3, 5.4 and 5.6.

Anlegg 6

Dette anlegget kom i drift i 1978 med et driftsvolum på 3000 m³ og ble utvidet i 1984 til 8000 m³. Anlegget ligger i et sund mellom små og store øyer, med en dypere renne ut mot åpent farvann. I denne rennen er det plassert fire stasjoner (Fig. 3.6). Alle stasjonene var relativt grunne. Stasjon 6.4 var den dypeste med 25 m (Tabell 6.1).

Alle fire stasjonene hadde et sediment som for en stor del bestod av sand (Tabell 6.1, Fig. 6.12). Det organiske innholdet var relativt lavt på alle stasjonene og bare på stasjon 6.2 var glødetapet over 10% (11,2%, se Tabell 6.2).

Dette betyr at de naturlige forholdene på disse fire stasjonene med hensyn på substrat skulle være nokså like, slik at påvirkning fra anlegget lett skulle kunne observeres. Den stasjonen som ligger nærmest anlegget (6.1) hadde bare 12 arter, men med høyt individantall (Tabell 6.3). Dette betyr igjen at diversiteten på denne stasjonen var svært lav (Tabell 6.4). Kurven for stasjon 6.1 i Fig. 6.13 viser at denne stasjonen var belastet. Den



Partikkelstørrelse

Fig. 6.12. Kornfordeling i sedimentet på stasjonene 6.1, 6.2, 6.3 og 6.4.

Grain size distribution in sediment at station 6.1, 6.2, 6.3 and 6.4.

arten som danner klasse XI er børstemarken Capitella capitata. Som tidligere nevnt er denne arten kjent for å kunne overleve i områder med organisk belastning (se vedleggsdel 3).

Stasjon 6.2 hadde et høyt antall arter, men kurven i Fig. 6.13 viser at denne stasjonen var svakt belastet. Arten som danner geometrisk klasse XII på denne stasjonen var Chaetozone setosa som er en børstemark som tåler organisk belastning i moderate mengder.

På stasjon 6.3 var artsantallet meget høyt, hele 76, og kurven i Fig. 6.13 viser at forholdene på denne stasjonen var gode. Diversiteten på denne stasjonen er som Tabell 6.4 viser, blant de høyeste som er registrert i denne undersøkelsen. Vi antar at dette er en stasjon som var stimulert av oppdrettsanlegget.

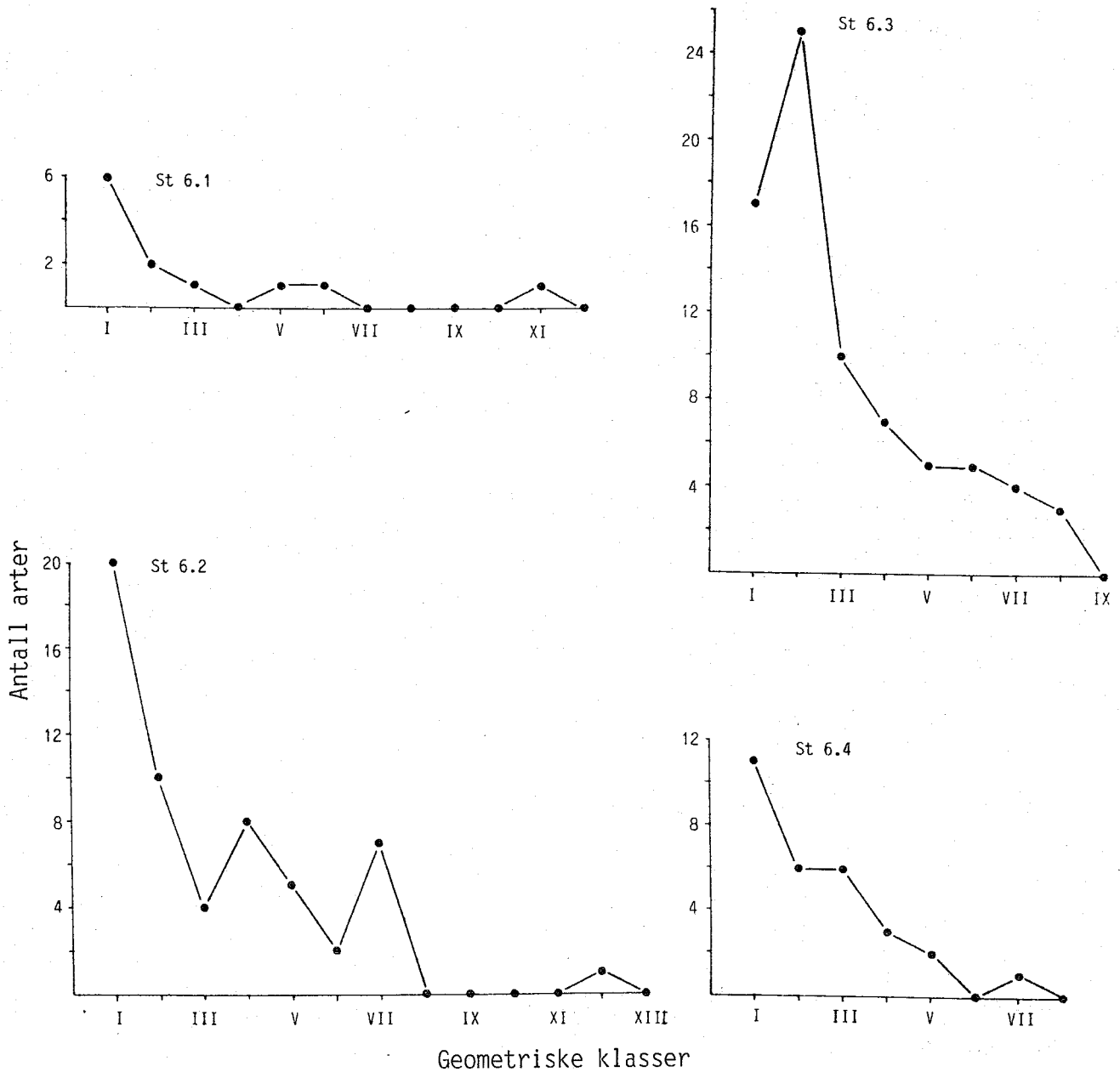


Fig. 6.13. Geometrisk klasse plottet mot antall arter for stasjonene 6.1, 6.2, 6.3 og 6.4.

Geometric class plotted against number of species at station 6.1, 6.2, 6.3 and 6.4.

På stasjon 6.4 ble det bare tatt ett grabbhugg som en kontroll av forholdene utenfor området med oppdrettsanlegget. På de tre andre stasjonene ble det tatt tre grabbhugg på hver slik at disse ikke kan direkte sammenlignes med stasjon 6.4. Imidlertid var det ingen tegn på at stasjon 6.4 var påvirket av oppdrettsanlegget.

Anlegg 6 ga en klar påvirkning på bunnfaunaen i området. På grunn av at de ytre forholdene var så like, var det her mulig å demonstrere et klassisk mønster for en organisk belastning. Nærmest kilden (anlegget) var antall arter lavt, og enkelte arter opptrådte i store antall. Et stykke fra anlegget økte antall arter og individer (stasjon 6.2), og enda et stykke lenger borte fra kilden økte antall arter ytterligere, mens antall individer avtok. Deretter kom områder (stasjon 6.4) med friske og stabile bunndyrssamfunn. Det er verdt å merke seg at avstanden fra anlegget ut til det området som var blitt stimulert er liten.

Anlegg 7

Anlegg 7 var plassert inne i en bukt i et relativt grunt område med mange holmer og skjær. Anlegget kom i drift i 1972 med et merdolum på 5000 m^3 . Det er utvidet to ganger siden; i 1980 til 13000 m^3 og i 1984 til 16000 m^3 . Det ble bare tatt to stasjoner ved dette anlegget da det lå så nær et annet (anlegg 1) at de har en stasjon felles (st. 1.3). Stasjon 7.1 på 7,5 m dyp lå nærmest anlegget og stasjon 7.2 på 25 m dyp lå i et lite basseng noe lenger unna (Fig. 3.1 og Tabell 6.1).

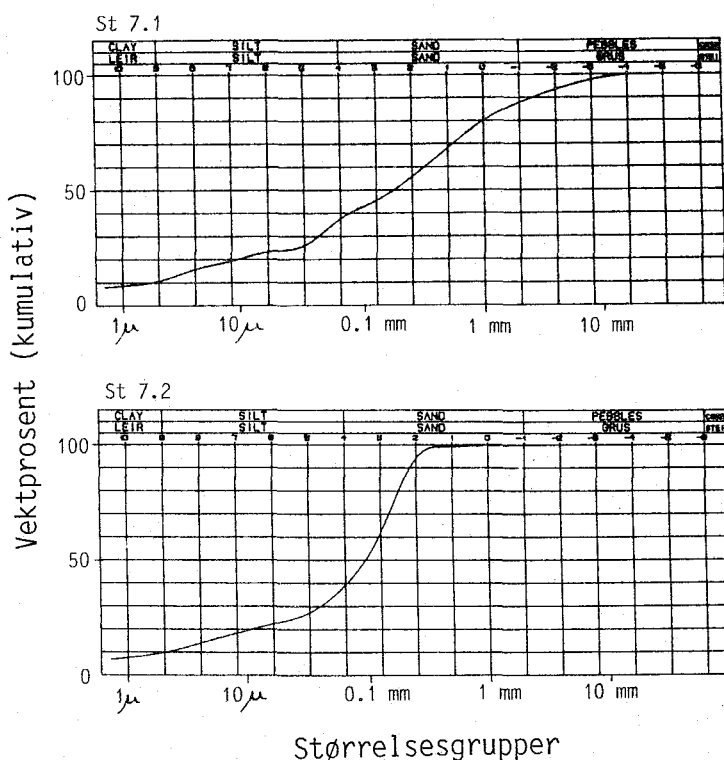


Fig. 6.14. Kornfordeling i sedimentet på stasjonene 7.1 og 7.2 på anlegg 7.

Grain size distribution in the sediment at station 7.1 and 7.2 at fish farm 7.

Stasjon 7.1 hadde et blandet grovt sediment (Fig. 6.14), mens sedimentet på stasjon 7.2 bestod mer av ren sand. Det organiske innholdet var omtrent likt på de to stasjonene; ca 9 % glødetap (Tabell 6.2).

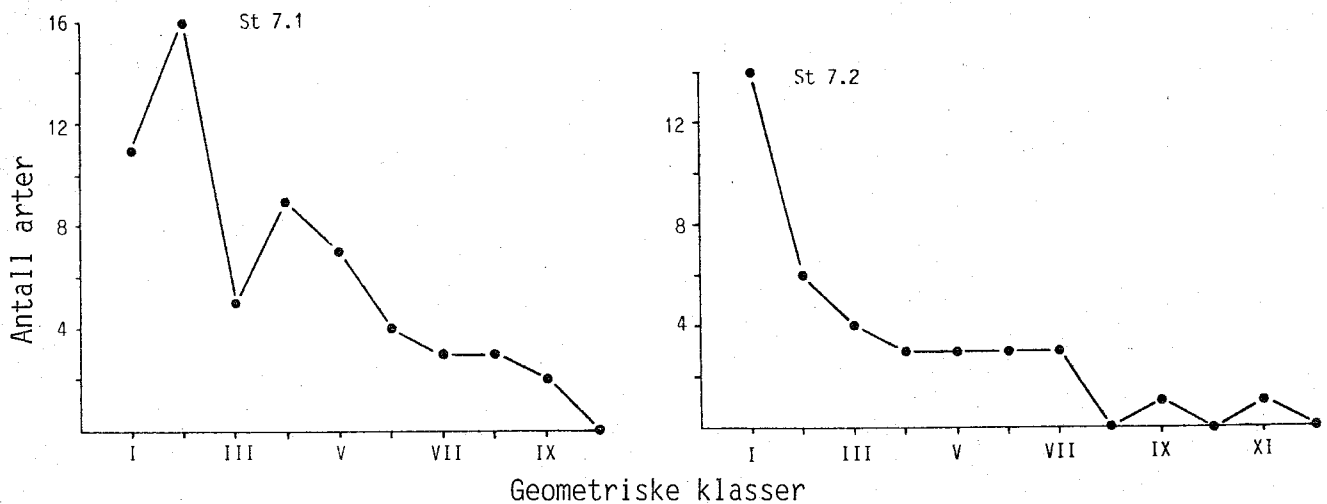


Fig. 6.15. Geometrisk klasse plottet mot antall arter for stasjonene 7.1 og 7.2.

Geometric class plotted against number of species at station 7.1 and 7.2.

Antall arter var høyt på stasjon 7.1 (60 arter på 3 grabbhugg) og noe lavere på stasjon 7.2 (38 arter), mens individantallet var relativt høyt på begge stasjonene (Tabell 6.3). Dette betyr at diversiteten (Tabell 6.4) er høy på stasjon 7.1 og lav på stasjon 7.2. Kurvene i Fig. 6.15 viser ingen klare tegn på belastning - det er heller tale om en svak stimulering. Den arten som utgjør geomtrisk klasse XI på stasjon 7.2 er Chaetozone setosa, og denne har også vært tilstede i store antall ved andre anlegg. Angående stasjon 1.3 henvises det til omtalen av anlegg 1.

Dette betyr at de undersøkte stasjonene ikke viser vesentlige tegn på påvirkning fra anlegget.

Anlegg 8

Anlegg 8 ligger relativt åpent til (Fig. 3.7), men dype terskler danner et basseng i området der anlegget ligger. I det dypeste partiet i dette bassenget ble det plassert en stasjon, (8.3) på 40 m dyp (Tabell 6.1). De øvrige tre stasjonene ble plassert inn mot anlegget. Området fikk tilførsel av organisk materiale også fra andre kilder enn oppdrettsanlegget. Blandt

annet blir kloakk fra ca 200 mennesker og avløp fra en slakteplass for fisk ført ut i en nærliggende våg.

Anlegget kom i drift i 1980 med et merdvolum på 5000 m³. Dette ble utvidet til 7000 m³ i 1984 og til 8000 m³ i 1985.

De tre stasjonene 8.1, 8.2 og 8.4 hadde alle et sammensatt sediment hvor den største andelen var sand (Fig. 6.16). På stasjon 8.3 var sedimentet finere med en større andel av leir og silt, og her var det organiske innholdet høyere (16,5 % glødetap) enn på de andre stasjonene (se Tabell 6.2). Stasjon 8.4 hadde det laveste organiske innholdet med et glødetap bare på 4,1 %.

På stasjon 8.3 ble det bare funnet en art, Capitella capitata med et individ i hvert av de tre grabbhuggene.

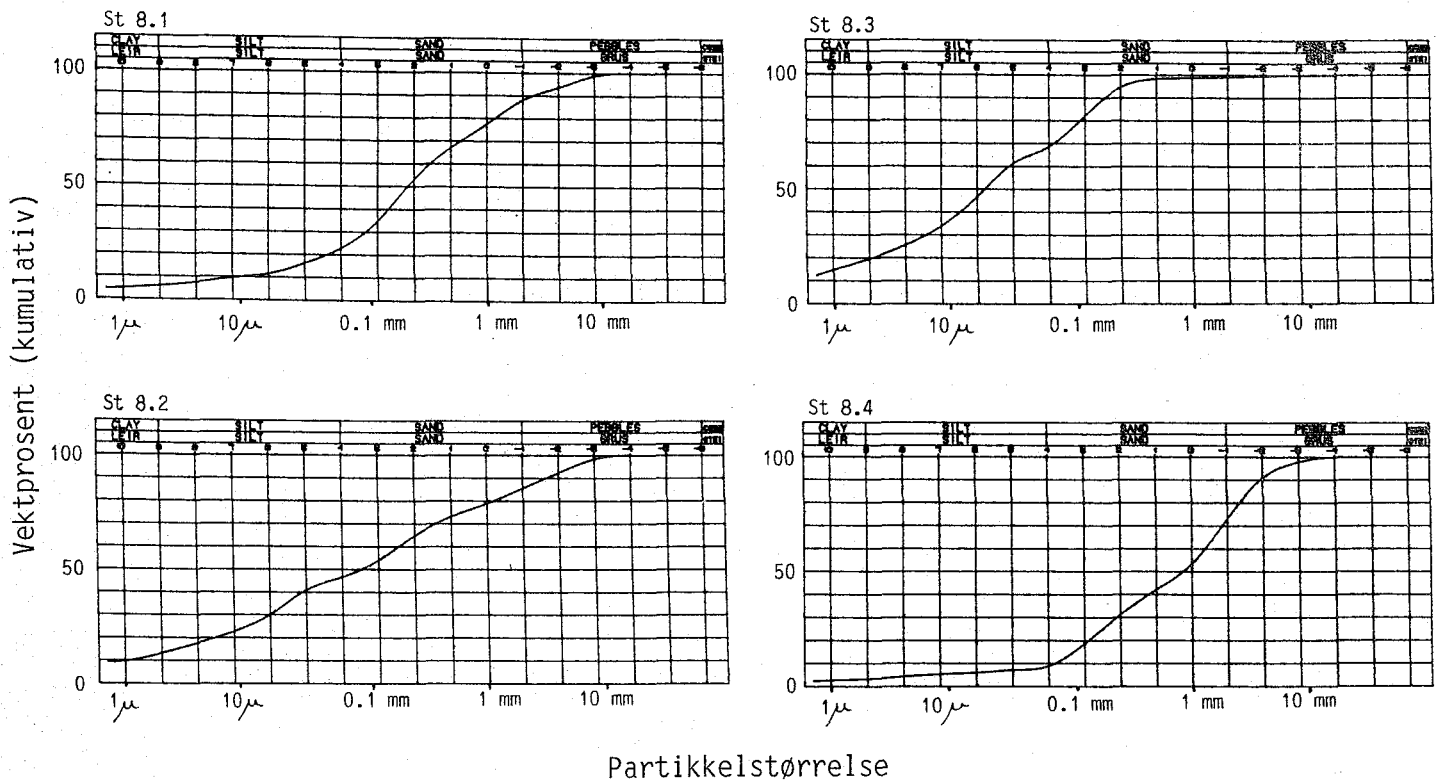


Fig. 6.16. Kornfordeling i sedimentet på stasjonene 8.1, 8.2, 8.3 og 8.4.

Grain size distribution in sediment at the station 8.1, 8.2, 8.3 and 8.4.

På stasjon 8.2 ble det også funnet få arter (17), men individantallet var høyt. Det var *C. capitata* som gav det høye antallet individer (se vedleggsdel 3). I Fig. 6.17. og Tabell 6.3 kommer denne arten i geometrisk klasse X, og diversiteten var følgelig lav på denne stasjonen (Tabell 6.4).

Også på stasjon 8.1 ble det funnet endel *C. capitata*, men her var det også andre arter med høyt individantall. Et antall på 30 arter er ansett som under middels, og kurven i Fig. 6.17. viser at også denne stasjonen var belastet.

Stasjonen 8.4 som lå nærmest anlegget, var minst belastet. Diversiteten var her høy og kurven i Fig. 6.17 viser ikke så klare tegn på belastning som for de tre andre stasjonene.

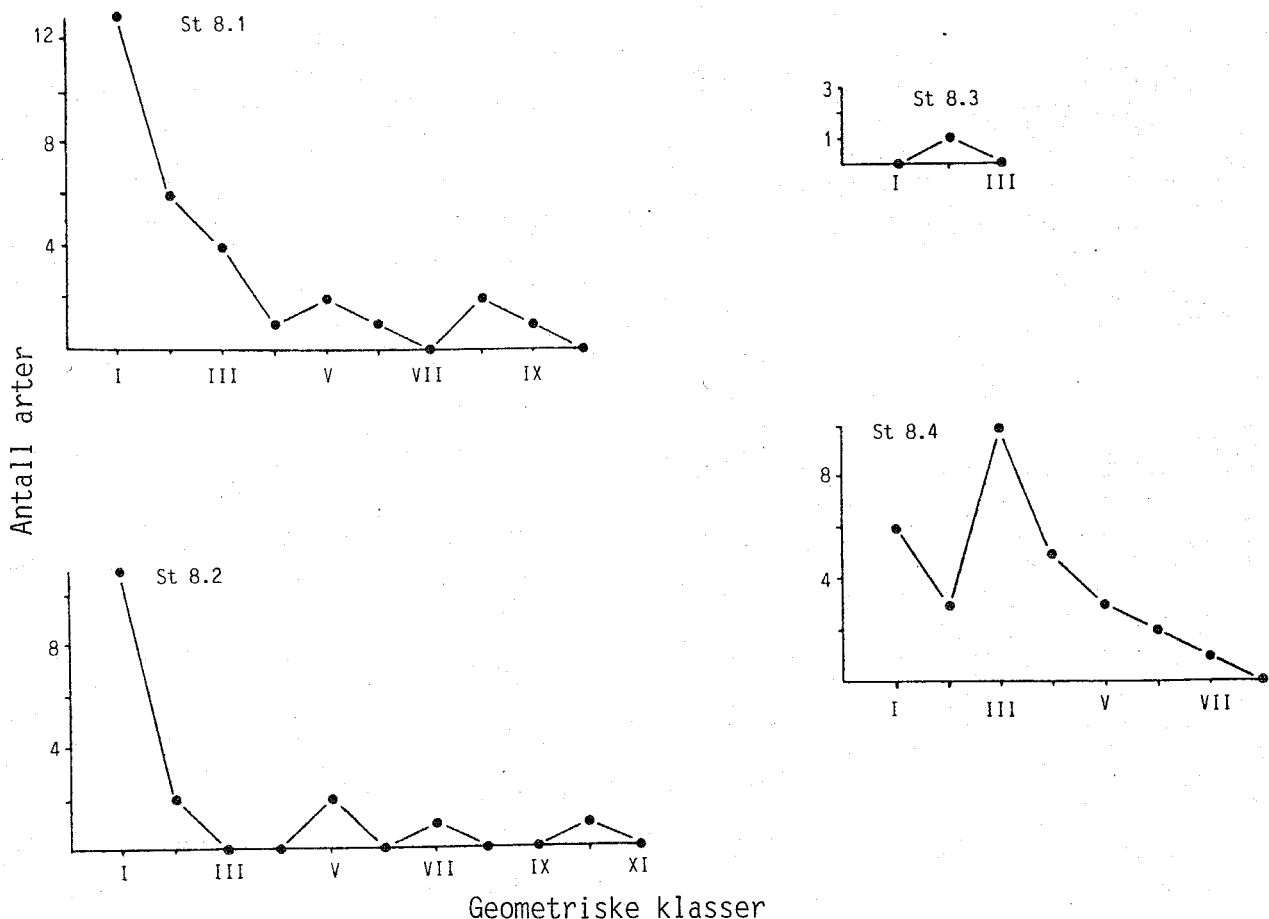


Fig. 6.17. Geometrisk klasse plottet mot antall arter for stasjonene 8.1, 8.2, 8.3 og 8.4.

Geometric class plotted against number of species at station 8.1, 8.2, 8.3 and 8.4.

Det kan se ut som om organisk materiale var transportert ned på dypere vann, og det kan være årsaken til påvirkningen på de dypeste stasjonene. Det har hendt at man har fjernet organisk sediment fra anleggsområdet ved hjelp av strømsetter. I tillegg kan de dype tersklene tidvis gi stagnerende bunnvann.

Anlegg 9

Dette anlegget lå relativt åpent til i en bukt ut mot et større basseng med største dyp 89 m og terskeldyp 30 m. I dette bassengområdet lå det hele sju anlegg. Like utenfor terskelen var det plassert et kloakkutslipp fra ca 680 personer og utslipp av prosessvann fra en større fiskeforedlingsbedrift. Det undersøkte anlegget kom i drift i 1979 med et merdvolum på 5000 m³. Dette ble i 1984 utvidet til 8000 m³.

Ved det anlegget som var valgt ut i dette området, ble det tatt prøver fra

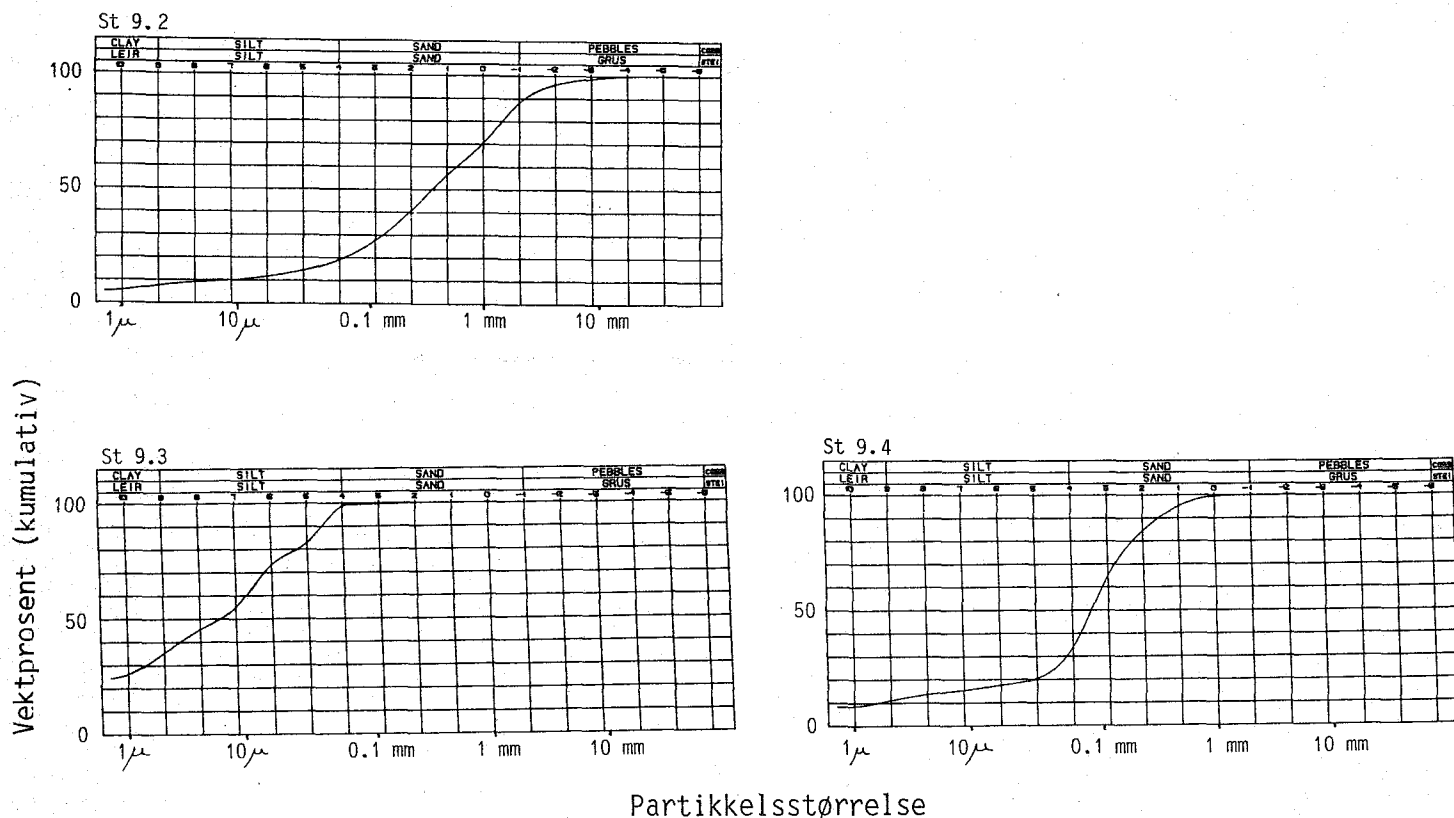


Fig. 6.18. Kornfordeling i sedimentet på stasjonene 9.2, 9.3 og 9.4.

Grain size distribution in sediment at station 9.2, 9.3 and 9.4.

tre stasjoner (Fig. 3.8). På de to grunneste stasjonene, stasjon 9.2 på 28 m (Tabell 6.1) og stasjon 9.4 på 45 m, hadde sedimentet et lavt organisk innhold (Tabell 6.2), og sedimentene var relativt grove og bestod for det meste av sand (Fig. 6.18).

På den dypeste stasjonen, 9.3 (85 m), var det et mer finkornet sediment, leir og silt, og det organiske innholdet var høyt, med 21,6 % glødetap.

Antall arter som ble funnet på stasjonene 9.2 og 9.4 var meget høyt særlig på stasjon 9.2 med hele 85 arter (Tabell 6.3). Denne stasjonen hadde den største diversiteten i hele undersøkelsen (Tabell 6.4). Kurvene i Fig. 6.19 viser ingen markerte topper eller høye geometriske klasser. Resultatene kan tydes slik at stasjonene 9.2 og 9.4 var stimulert av oppdrettsanleggene.

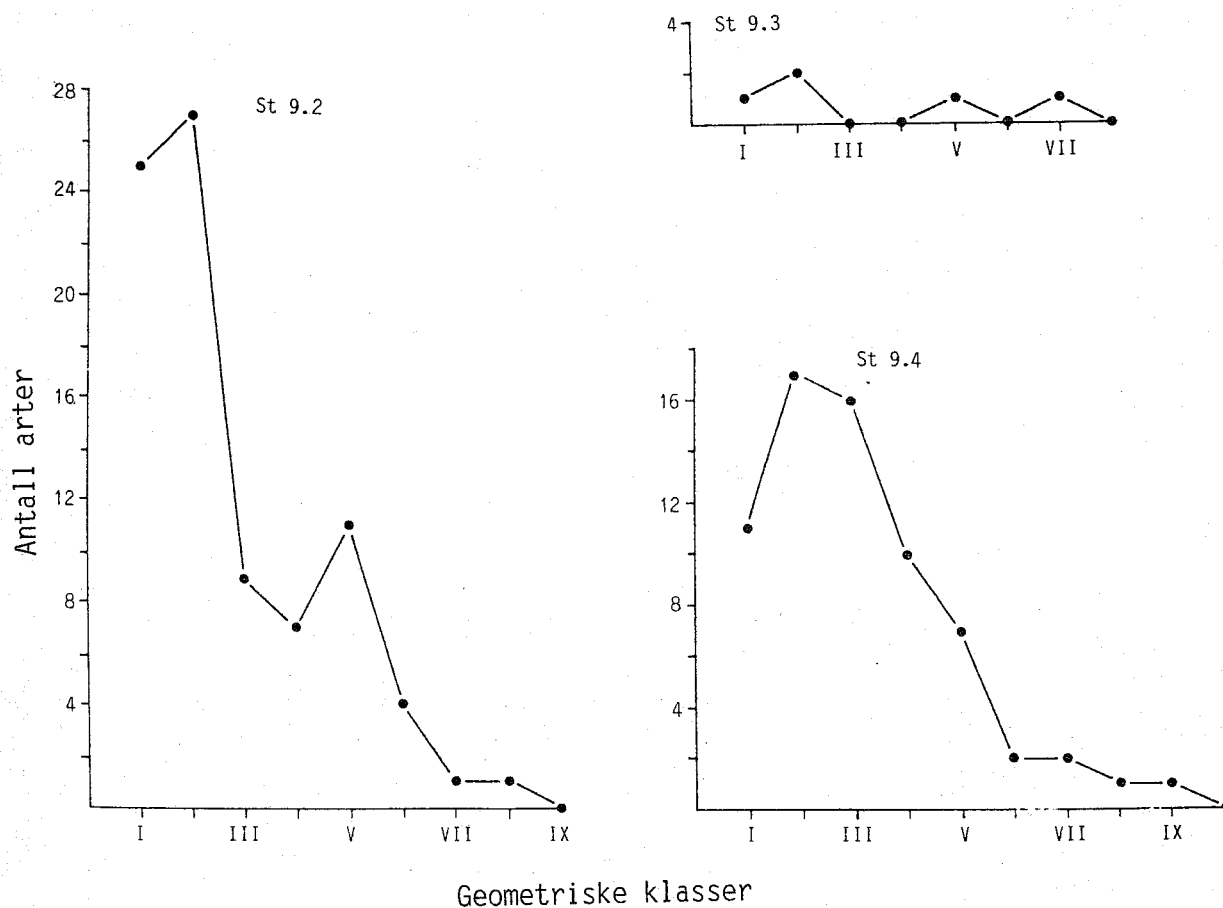


Fig. 6.19. Geometrisk klasse plottet mot antall arter for stasjonene 9.1, 9.2 og 9.3.

Geometric class plotted against number of species at station 9.1, 9.2 and 9.3.

Stasjon 9.3 hadde derimot en meget fattig fauna, bare fem arter og alle disse var børstemark. Den mest tallrike av disse var Spiochaetopterus typicus som her danner geometrisk klasse VII (Fig. 6.19).

Som tidligere nevnt kan denne arten opptre i stort antall i bassenger med naturlig stagnerende dypvann.

6.4.4. Sammenfattende diskusjon

For å undersøke om det var generelle trekk som gikk igjen ved anleggene, eller om det var forskjeller nord-syd, ble det foretatt en cluster analyse basert på transformerte og standardiserte data (BRAY and CURTIS 1957; FIELD, CLARKE and WARWICK 1982). For nærmere detaljer se vedleggsdel 3.

Clusteranalysen gav dendrogrammet vist i Fig. 6.20.

Dendrogrammet i Fig. 6.20 viser et uryddig bilde og likheten mellom stasjonene er liten. Det danner seg likevel endel grupperinger som f.eks. stasjon 5.3 og 8.3, stasjon 3.2, 3.6, 3.3, 3.4 og 9.3 og stasjon 9.4, 4.4, 9.2, 4.2 og 3.1. Ser vi på artsfordelingen i de tre nevnte grupperingene, har den første meget få arter (4 og 1), den mellomste har få (fra 5 til 15), og den siste tildels mange arter (41 til 85).

Dette resultatet kunne man imidlertid lett ha kommet fram til uten å gjøre infløkte analyser, og betyr med andre ord at det ut fra clusteranalysen ikke var mulig å si noe mer om likheter og forskjeller i materialet enn det som relativt enkelt kan trekkes ut fra råmaterialet.

Konsekvensen av dette er at hvert anlegg må behandles og vurderes særskilt. Ytre forhold som topografi, hydrografi, strøm, tilførsel fra land, anleggstørrelse og fôringsrutiner er alle med på å gi spesielle forhold ved hvert anlegg. Hver oppdrettslokalitet må derfor behandles individuelt.

PEARSON and ROSENBERG (1978) har gitt en omfattende oversikt over problemene med organisk forurensning, og deres klassiske skisse av hvordan forholdene blir påvirket av organisk forurensning er gjengitt i Fig. 6.21.

Ved noen av anleggene dekker stasjonene hele spekteret fra forurenset til upåvirket. Det er tydeligst ved anlegg 2 og 6, der stasjonene har tilnærmet samme dyp, sedimenttype og hydrografiske forhold. Samme mønster ble funnet av BROWN, GOWEN and McLUSKY (1987) ved anlegg i Skottland.

Ved andre anlegg er mønsteret mer sammensatt, og påvirkningen blir først og

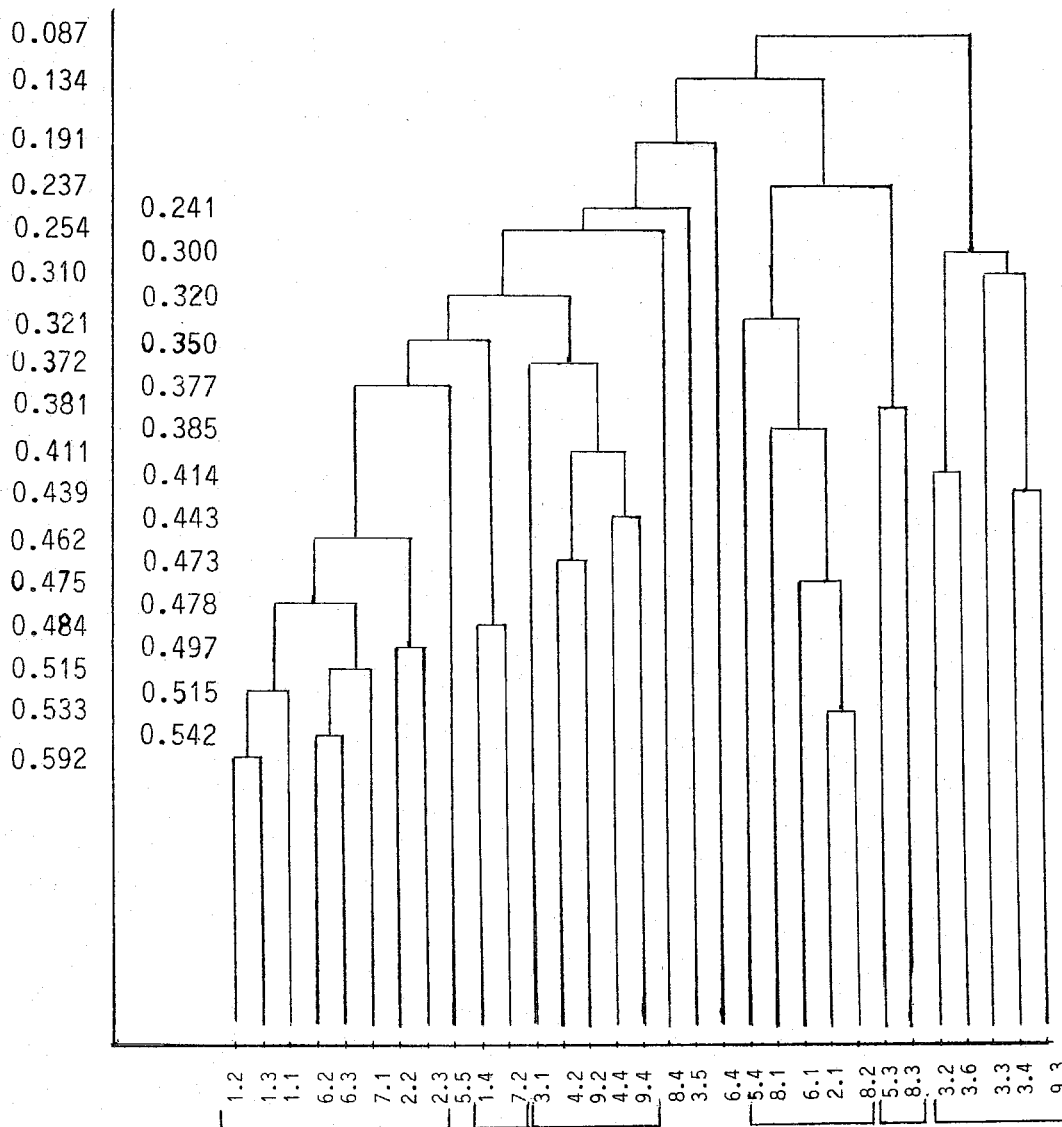


Fig. 6.20. Dendrogrammet viser klassifiseringen av 31 stasjoner ved de ni undersøkte oppdrettsanleggene. Stasjonsgrupperinger er markert med klammer.

Classification of the 31 stations distributed over the 9 fish farms investigated. Clustering is illustrated by brackets.

fremst bestemt av strøm, hydrografi og topografi, og i mindre grad av avstanden fra anleggene. Eksempler på dette er anlegg 3 og 9 der de dypere delene av bassengene var belastet, mens stasjonene nær anleggene var stimulert.

Ved anlegg 5 er påvirkningen av det grunne og innestengte området så massiv at flertallet av stasjonene ligger i det sterkt påvirkede området (Fig. 6.21). Det bør likevel bemerkes at st. 5.6 som ligger 500 m fra dette anlegget, var upåvirket.

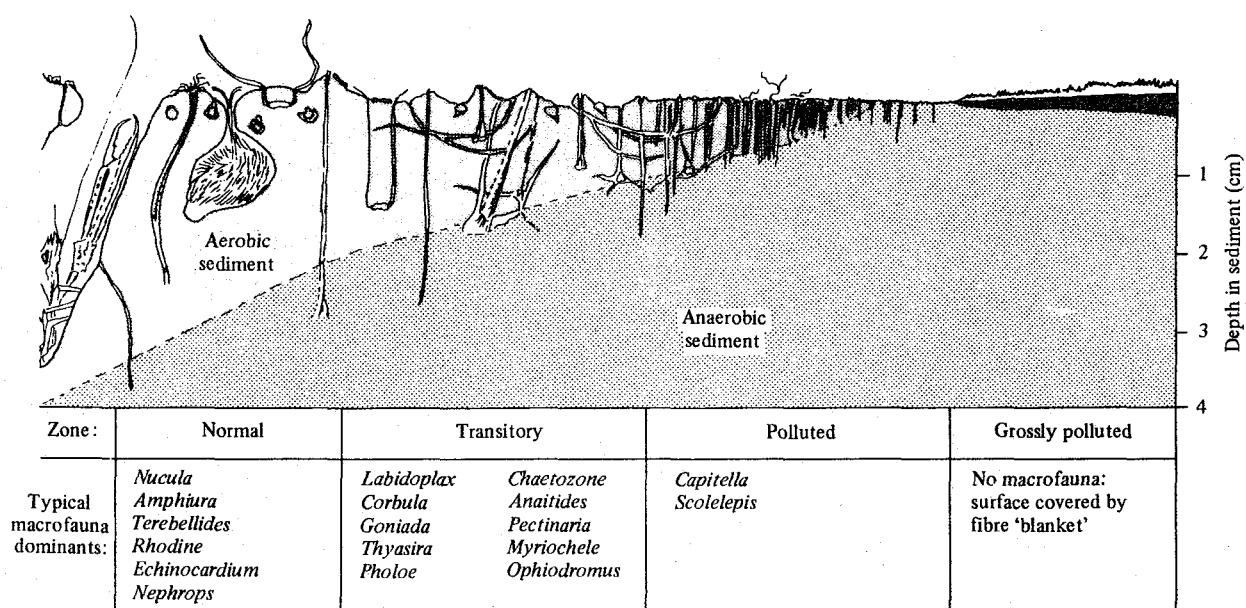


Fig. 6.21. Forandring i fauna og sediment langs en gradient med organisk belastning (PEARSON and ROSENBERG 1978).

Fauna and sediment changes along a gradient of increasing organic loading (PEARSON and ROSENBERG 1978).

Høyt organisk innhold i sedimentet er ikke alltid koblet til en utarmet fauna og omvendt. Eksempler er stasjon 2.1 ved anlegg 2 og stasjon 6.1 ved anlegg 6 som begge hadde et lavt organisk innhold i sedimentet samtidig som faunaen var meget fattig og bar preg av å være organisk belastet.

De foreliggende undersøkelsene viser at bunnfaunaen gir klare indikasjoner på om områder rundt oppdrettsanlegg er påvirket eller ikke, og vi anbefaler bunnfaunaundersøkelser sammenholdt med sedimentopplysninger for vurdering av oppdrettslokaliteter.

6.4.5. Strandundersøkelser

Det ble gjort befaring i strandsonen ved alle anleggene. I tillegg ble det ved anlegg 2 og anlegg 9 foretatt registrering av planter og dyr i strandsonen. Denne registrering ble utført i samarbeid med cand.scient. Kjell Emil Naas. Han utarbeidet en kort rapport som er lagt til grunn for denne kapittdelen.

Anlegg 2

I Fig. 6.22 er presentert en profil av de store algene og dyrene i stranden ca 20 m fra anlegget.

. <u>Xanthoria</u>		
. <u>Verrucaria</u>		
. <u>Balanus balanoides</u>	!	
. <u>Pelvetia canaliculata</u>	!	delvis bevokst av
. <u>Fucus vesiculosus</u>	!	<u>Enteromorpha</u> spp
. <u>Ascophyllum nodosum</u>	!	
. <u>Fucus serratus</u>	----	flekkvise tepper av
. <u>Laminaria saccharina</u>		<u>Spongomorpha pallida</u>

Fig. 6.22. Littoralprofil ca 20 m fra merdene ved anlegg 2.

Littoral profile approximately 20 m from the net pens at fish farm 2.

Oppankringstauverket til merdene og innsiden av merdene var kraftig bevokst av forskjellige ettårige grønnalger av slektene Chladophora og Enteromorpha, men det var også flerårige fucaceer. Sandbunnen i littoralen ca 30 m fra merdene så ut til å være helt fri for påvirkning. Et iøyenfallende trekk var at påvirkningen fra anlegget (utbredelsen av ettårige grønnalger) så ut til å være av svært lokal karakter.

Anlegg 9

Littoralprofilen ca 30 m fra merdene på anlegg 9 var i grove trekk lik profilen fra anlegg 2 (Fig. 6.20). Nærmere merdene ble det observert et større innslag av trådformete grønnalger og brunalger på fast substrat. Tangen var her mer begrodd enn ved anlegg 2. Sandbunnen innenfor ca 10 m fra merdene var stedvis dekket av Ectocarpus. Tauverk og merdene var her noe mindre begrodd av ettårige alger enn på anlegg 2.

Diskusjon

Både anlegg 2 og anlegg 9 lå relativt beskyttet. Dette gjenspeiles i algesamfunnet. Både grisetang (A. nodosum), sagtang (F. serratus), og sukker-tare (L. saccharina) forsvinner ved moderat eksponering. Karakteristisk for beskyttede lokaliteter er at man kan vente å finne et relativt stort innslag av ettårige trådformete grønnalger, altså det samme trekk som ved organisk belastning. Ved moderat organisk belastning kan det derfor være svært vanskelig å avgjøre om algesamfunnet skyldes organisk belastning, beskyttet lokalitet eller lav saltholdighet.

Det er på denne bakgrunn likevel sannsynlig at det økte innslaget av trådformete alger ved anleggene skyldes organisk belastning. Imidlertid var denne påvirkningen av littoralsamfunnene svært lokal.

Alle de ni undersøkte anleggene var visuelt svært like når det gjaldt påvirkning i littoralen. Det generelle var at påvirkningen var svært lokal, og i en avstand av 20 til 30 m fra anleggene var den synlige påvirkning på littoralen borte.

7. LITTERATUR

- BLOESCH, J. and BURNS, N.M. 1980. A critical review of sedimentation trap technique. Sweiz. Z. Hydrol., 42: 15-55.
- BLOMQVIST, S. and HÅKANSON, L. 1981. A review on sediment traps in aquatic environments. Arch. Hydrobiol., 91: 101-132
- BRATTEGARD, T. og HØISÆTER, T. 1972. Undersøkelse av Fensfjordens dype bløtbunners dyreliv. Rapport til Norsk Hydro A/S. 88 pp.
- BRAY, J.R. and CURTIS, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities in Southern Wisconsin. Ecol. Monogr., 27(4): 325-349.
- BROWN, J.R., GOWEN, R.J. and McLUSKY, D.S. 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. J. Mar. Biol. Ecol., 109: 39-51.
- DAY, J.H., FIELD, J.G. and MONTGOMERY, M.P. 1971. The use of numerical methods to determine the distribution of the benthic fauna across the continental shelf of North Carolina. J. Anim. Ecol., 40: 93-126.
- DEAN, W.E. (Jr.) 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediment and sedimentary rocks by loss on ignition : comparison with other methods. J. Sedim. Petrol., 44: 242-248.
- EPPLY, R.W. and PETERSON, B.J. 1979. Particulate organic matter flux and planktonic new production in deep ocean. Nature, Lond. 282: 677-680.
- ERGA, S.R. 1980. Phytoplankton i Korsfjorden februar juni 1977. Biomasse og produksjon i ulike størrelsesfraksjoner sett i relasjon til lys og næringsalter. Hovedfagsoppgave, Univ. i Bergen. 199 pp.

- ERVIK, A., JOHANNESSEN, P. and AURE, J. 1985. Environmental effects of marine norwegian fish farms. Coun. Meet. int. Coun. Explor. Sea, 1986 (F:37): 13pp.
- FOLK, J.G. 1968. Petrology of sedimentary rocks. Hemphills, Lond. Austin. 170 pp.
- FIELD, J.G., CLARKE, K.R. and WARWICK, R.M. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution pattern. Mar. Ecol. Prog. Ser. 8: 37-52.
- FUKAMI, K., SIMUDU, U. and TAGA, N. 1985. Microbial decomposition of phyto- and zooplankton in seawater. I. Changes in organic matter. Mar. Ecol. Prog. Ser., 21: 1-5.
- FØYN, L., MAGNUSSEN, M. og SEGLEM, K. 1981. Automatisk analyse av næringsalter med "on line" databehandling. En presentasjon av oppbygging og virkemåte av systemet i bruk på Havforskningsinstituttets båter og i laboratoriet. Fisken og Havet Ser. B, 1981 (4): 1-39.
- GOWEN, R.J, BRADBURY, N.B. and BROWN, J.R. 1985. The ecological impact of salmon farming in Scottish coastal waters: preliminary appraisal. Coun. Meet. int. Coun.Explor. Sea, 1985 (F:35/Sess W.): 11pp.
- GRASSHOFF, K. (ed.) 1976. Methods of sea water analysis. Verlag Chemie, Weinheim. 317 pp.
- GRAY, J.S. and MIRZA, F.B. 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Mar. Pollut. Bull., 10: 142-146.
- GRAY, J.S. and PEARSON, T.H. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. Mar. Ecol. Prog.Ser., 9: 111-119.

- HAGEBØ, M. og RAY, F. 1984. Lagring av sjøvann til analyse av nærings-salter. Fisken Hav., 1984 (4): 1-12.
- HALL, P. and HOLBY, O. 1986. Environmental impact of marine fish cage culture. Coun. Meet. int. Coun. Explor. Sea, 1986 (F:46): 20 pp.
- HANSEN, J.M og RASK, N. 1985. Danske marine områder - Recipient kvalitetsplanlægning og monitorering. Specialrapport for juli 1985. 150 pp.
- HENDRIKSON, P. 1975. Auf- und abbauprozesse partikularer organischer substanz anhand von seston - und sinkstoffanalysen. Diss., Universität Kiel. 160 pp.
- HOLLIGAN, P.M., BALCH, W.M. and YENTSCH, C.M., 1984. The significance of subsurface chlorophyll, nitrite and ammonium maxima in relation to nitrogen for phytoplankton growth in stratified waters of the Gulf of Main. J. Mar. Res., 42 (4): 1051-1073.
- HOLM-HANSEN, O., LORENZEN, C.J., HOLMES, R.W. and STRICKLAND, J.D. 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. J. Cons. perm. int. Explor. Mer, 30: 3-15.
- HOVGAARD, P. 1973. A new system of sieves for benthic samples. Sarsia, 53: 15-18.
- JOHANNESSEN, P.J. 1985. "Byfjordundersøkelsen". Overvåking av fjordene rundt Bergen 1984. Rapport nr. 5. 73 s. Institutt for Marin-biologi. Rapportserie: Rapp. nr. 20. 1985.
- KIEFER, D.A., OLSEN, R.J. and HOLM - HANSEN, O. 1976. Another look at the nitrite and chlorophyll maxima in the central north Pacific. Deep Sea Res., 23: 1199-1208.
- MOUM, J. 1967. Internal report. Determination of inorganic and organic carbon in soil samples. (Methods used at Norwegian Geotechnical Institute). Norges geotekniske institutt.

- MOOK, D.H. and HOSKIN, C.M. 1982. Organic determinations by ignition: caution advised. Est. Coast. Shelf Sci., 15: 697-699.
- MULLER-HAECKEL, A. 1986. Control of water quality around a cage fish farm in the Norrby archipelago (northern Bothnian Sea). Vatten, 42: 205-209.
- MØLLER, B. 1987. Utledning av organisk stoff, kvelstoff og fosfor fra danske havbruk 1985. Dansk akvakultur institutt., 01-21 BB: 1-18.
- OLSGARD, F. 1984. Forurensningseffekter på makrobenthosfaunaen rundt et marint fiskeoppdrettsanlegg. Upubl. Hovedfagsoppgave i marin zoologi, Universitetet i Oslo. 192 pp.
- ORDEMANN, T. 1987. Sedimentering av partikulært materiale i Lindåspollene 1983. Hovedfagsoppgave, Univ. i Bergen. 114 pp.
- PEARSON, T.H., GRAY, J.S. and JOHANNESSEN, P.J. 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 2. Data analyses. Mar. Ecol. Prog. Ser., 12: 237-255.
- PEARSON, T.H. and ROSENBERG, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, 16: 229- 311. Aberdeen University Press, Aberdeen.
- PELLA, E. 1978. Elemental organic microanalysis yesterday and today. Carbo Erba Strumentation, Milano. 14 pp.
- PENCZAK, T., GALICKA, W., MOLINSKI, M., KUSTO, E. and ZALEWSKI, M. 1982. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, Salmo gairdneri. J. appl. Ecol., 19: 371-393.
- PIELOU, E.C. 1966. The measurement of species diversity in different types of biological collections. J. Theor. Biol., 13: 131-144.

- REISEGG, A.B. 1982. Våroppblomstring av phytoplankton i Korsfjorden 1980. En bestandsundersøkelse. Hovedfagsoppgave, Univ. i Bergen. 129 pp.
- SHANNON, C.E. and WEAVER, W. 1949. The mathematical theory of communities. Univ. Illinois Press, Urbana. 117 pp.
- SKJOLDAL, H.R. and WASSMANN, P. 1986. Sedimentation of particulate organic matter and silicium during spring and summer in Lindåspollene, western Norway 1982. Mar. Biol., 30: 49-63.
- STEPHENSON, W., RAPHAEL Y.I. and COOK, S.D. 1976. The macrobenthos of Bramble Bay, Moreton Bay, Queensland. Mem. Qd Mus., 17: 425-447.
- SMETACEK, V. 1980. Annual cycle of sedimentation in relation to plankton ecology in western Kiel Bight. Ophelia, 1980 (Suppl. 1): 65-75.
- SMETACEK, V. 1984. The supply of food to the benthos. Pp. 517-547 in FASHAM, M.J. ed. Flows of energy and materials in marine ecosystems: theory and practice. Plenum Press, New York.
- WASSMANN, P. 1983. Sedimentation of organic and inorganic particulate material in Lindåspollene in western Norway. Mar. Ecol. Prog. Ser., 13: 237-248.
- WASSMANN, P. 1984. Sedimentation and benthic mineralization of organic detritus in a Norwegian fjord. Mar. Biol., 83: 83-94.
- WASSMANN, P. 1985. Sedimentation of particulate material in Nordåsvannet, a hypertrophic, land-locked fjord in western Norway. Mar. Ecol. Prog. Ser., 22: 259-271.
- YENTSCH, C.S. and MENZEL, D.W. 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. Deep Sea Res., 10: 221-231.

ÅSGÅRD, T., STOREBAKKEN, T. and AUSTRENG, E. 1986. Reduction of self-pollution by correct feeding. AQUACOLTURA 1986, Oct. 9-12 Verona Italy. 2 pp.

